

*Miljötillståndet
i skogsmark*

- Integrerad miljöövervakning -

Environmental status of Swedish forest
ecosystems - integrated monitoring

Stefan Löfgren

5071

Miljötillståndet i skogsmark

- Integrerad miljöövervakning -

Årsrapport 1998

Environmental status of Swedish forest
ecosystems - integrated monitoring

Stefan Löfgren

NATURVÅRDSVERKET FÖRLAG

Beställningsadress:
Naturvårdsverket
Kundtjänst
106 48 Stockholm
Tfn: 08-698 12 00
Fax: 08-698 15 15
E-post: kundtjanst@environ.se
Internet-hemsida: <http://www.environ.se>

ISBN 91-620-5071-0
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket
Tryck: Naturvårdsverkets reprocentral 2000/05
Upplaga: 300 ex

Förord

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet i skogsekosystem (IM) inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL), Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och markprocesser. Utförarna ansvarar för olika delprogram i ett integrerat system där IVL följer depositionen av ämnen, SGU undersöker markens fysikaliska och mineralologiska egenskaper och följer processer i grundvattnet medan IMA, SLU följer klimat och avrinning, markkemi och -biologi, vegetation samt samordar verksamheterna. Till detta kommer ett särskilt ansvar för IVL vad avser undersökningsområdet Gårdsjön i Bohuslän. Prov- och datainsamling vid detta område genomförs i huvudsak av IVL, Göteborg, med Hans Hultberg som samordnare.

Huvudansvariga för IM:s olika delmoment och de som bidrar med data till denna och annan rapportering framgår av nedanstående tabell:

Samordning och internationella kontakter
Deposition, krondropp
Meteorologi, hydrologi, datahantering

Markkemi, -biologi, -vatten & förnämning
Markfysik, grundvatten
Bäckvatten

Vegetation inkl. träd, epifytalger & -lavar

Lars Lundin, SLU
Karin Kindbom, IVL
Hans Kvarnäs, SLU
Hans Hultberg, IVL
Lage Bringmark, SLU
Mats Aastrup, SGU
Stefan Löfgren, SLU
Hans Hultberg, IVL
Sven Bråkenhielm, SLU

För mer utförlig information om de olika delmomenten hänvisas till dessa personer.

Provtagning och observationer genomförs i områdena huvudsakligen av Per Petersson, Aneboda, Per Mossberg, Kindla och Johan Hörnqvist, Gammtratten. Insamlade prover för kemisk analys tas om hand och analyseras av ackrediterade laboratorier vid IVL och IMA, SLU. Tommy Jansson, IMA, Lotta Lewin Pihlblad, SGU och Bo Thunholm, SGU har medverkat i arbetet med att karaktärisera avrinningsområdena och att installera mätutrustning.

Föreliggande rapport har planerats och utarbetats vid interna arbetsmöten ledda av Stefan Löfgren och Ewa Bringmark. Rapportens innehåll består av bidrag från Mats Aastrup, Lage Bringmark, Sven Bråkenhielm, Hans Hultberg, Hans Kvarnäs, Lars Lundin och Stefan Löfgren. Stefan Löfgren har bearbetat dessa bidrag och färdigställt rapporten i dess nuvarande skick.

I rapporten redovisas undersökningsresultaten från 1998 och omfattar de tre IM-områdena Aneboda, Kindla och Gårdsjön. Resultat från Gammtratten redovisas sparsamt eftersom 1998 var ett etableringsår. I årsrapporten för 1999 kommer redovisningen från detta område att bli mer fullständig. Verksamheten under året beskrivs kortfattat i text med glimtar av intressanta resultat som framkommit. Alla rådata finns digitalt tillgängliga vid IMA, SLU, och har i årsrapporten bearbetats och sammanställts i tabeller och figurer.

Innehållsförteckning

Förord	i
Innehållsförteckning	ii
Sammanfattning	1
Summary	3
Övervakningens bakgrund och syfte	5
Val av områden och undersökningsmetodik	5
Gårdsjön - SE-04	8
Aneboda - SE-14	8
Kindla - SE-15	9
Gammtratten – SE 16	9
Väderförhållanden 1998	10
Vattenbalans 1998	15
Modellberäknad vattenbalans för Kindla	15
Kemiska förhållanden 1998	15
Vart tar kiselvägen?	17
Aluminium – förgiftar skogen eller???	19
Svavel pensionerar sig inte	20
Fallna barrs öde	22
Markvegetation – på växtfronten intet nytt!	23
Minskar kvävegynnade alger på Västkusten?	24
Har mängden stamlevande lavar minskat?	25
Skogsskador – först gula barr, sedan utglesning	26
Granbarrens näringsstatus i balans	27
Referenser	29
Appendix (svenska)	30
Appendix (English)	31

Sammanfattning

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet i skogsekosystem (IM) inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL), Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys vid SLU (IMA, SLU) utför övervakningen på uppdrag av Naturvårdsverket.

Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och markprocesser. Syftet är dels att som referensområden ge relevanta bakgrundsdata, dels att söka skilja effekter av mänsklig påverkan från naturlig variation. Modeller för prognostisering av utvecklingen är ett viktigt inslag. Mätningarna utförs i skyddade områden med lång kontinuitet, utan skogsvårdande åtgärder. Deposition och klimatförändringar är de enda mänskliga störningarna i områdena. Syftet med IM-övervakningen skiljer sig från syftena med övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön.

Föreliggande rapport redovisar undersökningar från år 1998 och inbegriper de tre IM-områdena Gårdsjön, Aneboda och Kindla. Verksamheten under året beskrivs kortfattat i text med glimtar av intressanta resultat som framkommit. Bearbetade resultat återfinns i tabellbilagan i slutet på rapporten.

Vädret 1998 kännetecknades av den varma inledningen på året vilket resulterade i vattenföringstoppar under januari och februari både i Gårdsjön och Kindla. Vidare uppvisade perioden juni-augusti mycket låga medeltemperaturer och rikligt med nederbörd i alla tre områdena. Det senare ledde till vattenföringstoppar även under sommarmånaderna och att vattendragen aldrig torkade ut. Samtliga bäckar hade flödestoppar under oktober vilket förklaras av kraftiga regn i kombination med mättade markförhållanden.

Bäckvattnen i IM-områdena var jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Övriga metaller, med undantag av bly, uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. I mark- och grundvatten överskreds dock dessa gränsvärden ofta. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet framgår tydligt medan de höga halterna organiskt material påverkar kemin i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken, vilket är en vanlig företeelse i svensk skogsmark.

Kiselhaltsmätningarna i Kindla visade att mycket ytligt, bäcknära (kanske några meter) grundvatten, med kort eller liten kontakt med minerogent material, dominerar tillflödet till bäcken och att albitvittringen var intensiv även mot eller i utströmningsområdet. Det senare gav bäckvattnet dess sammansättning med avseende på baskatjoner. De förmedlar också att vattnets öde i olika delar av avrinningsområdet är väsentlig för det avrinnande vattnets kemi.

Under kampanjen i Aneboda 1996-97 analyserades oorganiskt aluminium (Al_i) i olika typer av vatten. Al_i har sitt ursprung i markens mineraler och löses ut under sura betingelser ($pH < 4.5$). I Aneboda var marklösningen sur i övre

markskikt, i avrinningsområdets centrala del och Al_i frigjordes. Markprofilerna i såväl den nedre sluttningen som i inströmningsområdet hade högre pH och liten frigörelse av Al_i . pH i bäcken var återigen lågt, men mobiliseringen av Al_i var ändå mindre i bäcken än i markprofilerna. Kritiskt låga molkvoter Ca/Al_i (<1) erhöles i B-horisonterna, vilket indikerar risk för skogsskador. De biologiska observationerna visar dock en för området normal skadefrekvens.

Under 1998 översteg utflödet av sulfat inflödet 2-3 gånger i samtliga tre områden. Resultaten från 1997 och 1998 visar att jämfört med krondroppet tillfördes stora mängder sulfat till markvattnet från humusskiktet både i in- och utströmningsområdena. Detta indikerar att huvuddelen av marksvavlet har annat ursprung än sulfat adsorberat i B-horisonterna och att det härstammar från organiskt material. Det är sannolikt att sulfatet bildas vid mineralisering och oxidation av organiskt bundet svavel i humusskiktet. Är denna slutsats riktig får det konsekvenser för tolkningen av hur det höga svavelnedfallet under de senaste decennierna påverkat uppbyggnaden av utbytbar svavel i marken. Svaveldynamiken i marken borde därför studeras mer ingående.

Nedbrytning av standardiserad barrförna har följts sedan 1983. Mätningarna visar att material utlagda på sydsvenska lokaler (Aneboda, Härsvatten/Gårdsjön, Grimsö/Kindla) följde likartade förlopp med i genomsnitt 30-35% viktsförlust första året varefter viktminskningen stannade av så att den blev 7-12% tredje året. Den lappländska lokalen Reivo uppvisade däremot svagare inbromsning, från i genomsnitt 23% första året till cirka 14% tredje året. Trots den långa stränga vintern i Reivo blev nedbrytningen större än i södra Sverige det tredje året. Tänkbara förklaringar till den olika kinetiken i norr och söder kan vara att föroreningar och/eller mildare vinterklimat ger ett mera motståndskraftigt ligninhaltigt restmaterial i södra Sverige.

I IM-områdena är föroreningsbelastningen relativt låg, varför förändringar inte kan förväntas slå igenom märkbart i vegetationen förrän efter lång tid. Även om trender ännu inte kan urskiljas på de svenska vegetationsytorna gör de tjänst som föga påverkade referenser till mer belastade IM-områden i t. ex. Central- och Östeuropa. Den enda säkra förändringen är en minskning av bottenkiktets täckningsgrad i Gårdsjön, vilket kan vara en följd av ökat tramp på ytan.

I Gårdsjön har mängden alger på granbarr minskat något och den tid det tar för dem att kolonisera barren har ökat något. Sådana förändringar är att vänta om mängden deponerat kväve minskar, vilket kan ha varit fallet.

Med avseende på stamlevande (epifytiska) lavar hade Aneboda högst känslighetsindex (3,8), Gårdsjön lägre (2,1) och Kindla lägst (2,0). Med hänsyn till enbart svavelnedfallet (ca 6, 5 respektive 4 kg SO_4^{2-} ha⁻¹ år⁻¹) borde Kindla ha högst index och Gårdsjön lägst. Dock spelar lokala förhållanden i bestånden, t. ex. träslag och beståndstäthet, större roll än nedfallet. Tidsserier från samma lokal ger utslag på förändringar i nedfallet.

Kronutglesningen, d. v. s. andelen barr som saknas jämfört med ett idealt, fullbarrat tillstånd, låg i alla tre områdena på omkring 20% hos gran. Denna utglesning anses vara ringa i normalt brukad skog. I IM-områdena, där träden tillåts stå och åldras och dö, bör större utglesning kunna betraktas som normal. I Aneboda var kronutglesningen förhöjd 1998 efter kraftig missfärgning av barr 1997. Med undantag för några enstaka, svårförklarliga toppar av arginin i alla områden, som skulle tyda på kväveöverskott, kan granbarrens näringsstatus i stort anses vara i balans.

Summary

The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) conducts Integrated Monitoring (IM) of the environmental status in forest ecosystems within the "Forest" part of Sweden's national environmental monitoring program. The monitoring is related to the UN-convention "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE). The Swedish Environmental Research Institute (IVL), the Swedish Geological Survey (SGU) and the Department of Environmental Assessment at the Swedish University of Agricultural Sciences (IMA, SLU) perform the investigations on behalf of the SEPA.

The monitoring program includes ecosystem studies at drainage basin level with determinations of hydrological and chemical budgets as well as effects on biota, primarily the vegetation and soil processes. The aims are to collect relevant background data from reference areas that can be used to separate anthropogenic disturbance of the ecosystem by air pollution from natural variation. Model simulations for prognoses of future environmental status are an important part of the program. The IM sites are located in protected areas where there has been little forestry activity for many decades. Atmospheric deposition and climate change are the only human disturbances within the IM sites.

This report documents the investigations performed in 1998 on the three IM-sites Gårdsjön, Aneboda and Kindla. The results are briefly described in the text, along with some highlights from the year's results. The entire set of results is included in appendixes at the end of the report.

The weather in 1998 was characterised by a warm beginning of the year, resulting in water run-off peaks in January and February at both Gårdsjön and Kindla. The period June-August showed very low temperatures and large amounts of precipitation at the IM sites. The latter created run-off peaks also during the summer months and the streams never dried out. All streams showed peak flows in October, caused by heavy rains and saturated soils.

The stream water in the IM areas had low ionic strength, chronic acidity and relatively high aluminium concentrations. With the exception of lead, other heavy metals showed concentrations below the levels where biological effects on the biota can be expected in streams. These limits were frequently surpassed in soil and groundwater. The concentrations of inorganic nitrogen and phosphorus were low in all areas. The proximity to the sea influenced the chemistry at Gårdsjön, while the high concentrations of organic matter were important at Aneboda. A special study at Kindla showed that the runoff chemistry was determined by rapid, superficial riparian movements of groundwater immediately before it entered the stream. This is believed to be a widespread feature of small forested catchments in Sweden.

At Kindla, the analysis of silica showed that superficial, near stream (several meters) groundwater, which had little contact with minerogenic material, dominated the flow to the stream. It also showed that the weathering of albite was intense close to or in the discharge area. The latter gave the stream water its composition with regard to base cations. Furthermore, the silica values demonstrated that the spatial origin of the water within the drainage basin is important for the run-off chemistry.

During the Aneboda campaign 1996-97, inorganic aluminium (Al_i) was analysed in water from different media. Al_i originates from the soil minerals and is dissolved at acid conditions ($pH < 4.5$). In the central part of the Aneboda catchment, the soil solution was acid and Al_i dissolved. In upper as well as lower

parts of the basin, the soil profiles were less acid and the Al_i dissolution less pronounced. In the stream, pH decreased again, but the mobilisation of Al_i was lower than in the soils. Critically low Ca/Al_i molar ratios (<1) occurred in the B-horizons, indicating risks for forest decline. However, the biological observations showed patterns of defoliation and discoloration of tree crowns that were normal for the region (see below).

During 1998, the outflow of sulphate exceeded the inflow 2-3 times in all three catchments. The results from 1997 and 1998 show that compared to throughfall, large amounts of sulphate were released to the soil water from the humus layer in both recharge and discharge areas. This indicates that the main part of this sulphur has another origin than sulphate adsorbed in the B-horizon and that it originates from organic matter. It is likely that mineralization and oxidation of organically bound sulphur in the humus layer formed the sulphate. If this conclusion is correct, it should have consequences for the interpretation of how the high sulphur deposition during the last decades has affected the pool of exchangeable sulphur in the soils. Therefore, the sulphur dynamics in soils ought to be studied in more detail.

The decomposition in field of standardised litter has been studied since 1983. The measurements show that material exposed at locals in southern Sweden (Aneboda, Härsvatten/Gårdsjön, Grimsö/Kindla) decomposed similarly, with a weight loss of 30-35% the first year, followed by a declining weight loss down to 7-12% the third year. At Reivo in northern Sweden, a slower weight loss was documented from 23% the first year to 14% the third year. Regardless of the long and cold winter at Reivo, the weight loss was larger than in southern Sweden the third year. Possible explanations for the different kinetics in northern and southern Sweden can be that pollution and/or milder winter climate yields a more resistant, lignin containing debris in southern Sweden.

The pollution load is relatively low at the IM sites and vegetation changes are not to be expected except as after a long period of time. Even if no trends can be documented at the Swedish vegetation plots, the studies fulfil the purpose of being references to the more heavily polluted IM sites in central and Eastern Europe. As yet, the only significant trend is a decreased vegetation cover at Gårdsjön, which is probably caused by increased trampling at the plot.

At Gårdsjön, the amount of algae on Norway spruce needles has slightly decreased and the time for colonisation somewhat increased. Such changes are to be expected if the deposition of nitrogen decreases, which might be the case.

Regarding epiphytic lichens, Aneboda had the highest sensitivity index (3.8), Gårdsjön lower (2.1) and Kindla the lowest (2.0). Kindla should have had the highest and Gårdsjön the lowest values if only the sulphur deposition was considered (approximately 6, 5 and 4 $\text{kg SO}_4^{2-} \text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, respectively). However, local conditions in the tree stands, e.g. differences in tree species and tree density, are more important than the sulphur deposition. The time series from each site respond on changes in sulphur deposition, however.

Defoliation, i.e. the amount of needles that are missing compared to an ideal status when all needles are present, was approximately 20% for Norway spruce at all three IM sites. This level is normal in forests subjected to forestry. At the IM sites, the trees are ageing and dying, and an even larger defoliation should be considered normal. In Aneboda in 1998, the defoliation was enhanced due to discolouration of needles in 1997. Besides some few arginin peaks in Norway spruce needles in all IM areas, indicating excess availability of nitrogen, the nutrient status seemed to be in balance.

Övervakningens bakgrund och syfte

Naturvårdsverket genomför Integrerad övervakning av miljötillståndet (IM) i fyra skogsekosystem inom programområdet "Skog". Övervakningen är relaterad till FN-konventionen om effekter av långtransporterade luftföroreningar "Long-range transboundary air pollution – LRTAP 1979" (UN/ECE).

Konventionsarbetet är organiserat i ett antal arbetsgrupper, varav den effekterrelaterade omfattar sju övervakningsprogram (ICP). IM utgör en av dessa och tjugotvå av Europas länder deltar. Sverige är ordförandeland medan Finland samordnar datainsamlingen och gör övergripande rapporter. Övervakningen omfattar ett antal obligatoriska delprogram, som alla länder genomför. Sverige har dessutom valt att utföra några frivilliga delprogram, bl.a. studier av metaller, skogsskador, algbeläggning på barr och förnaredbrytning.

Övervakningen är inriktad mot att studera miljöeffekter och att undersöka konsekvenserna för hela ekosystemet av depositionen av kväve, svavel och tungmetaller. Det övergripande syftet med övervakningen i Sverige är att:

1. i små, väldefinierade avrinningsområden samordna mätningar och utvärderingar så att samhällets behov av detaljerad kunskap och prognoser långsiktigt kan tillgodoses m. a. p. försurning och metallpåverkan i typiska, svenska skogsekosystem,
2. tillhandahålla kunskap som nationellt och internationellt kan användas som underlag för att optimera miljöförbättrande åtgärder,
3. tillhandahålla kunskap som kan användas för att underlätta tolkningen av resultat från andra miljöövervakningsprogram eller forskningsprojekt,
4. generera underlag till utveckling av modeller för att beräkna t. ex. kritiska belastningsnivåer (Critical Loads) och framtida miljötillstånd,
5. sprida kunskap till allmänheten om vilka processer som påverkar miljötillståndet i skogen.

Miljöövervakningen utförs på avrinningsområdesnivå med bestämmningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation och markprocesser. Mätningarna används för att särskilja effekter av mänsklig påverkan från naturlig variation. Prognostisering av utvecklingen med hjälp av matematiska modeller är ett viktigt inslag. Områdena ligger i skyddade områden med lång kontinuitet, utan skogsvårdande åtgärder. Deposition och klimatförändringar är de enda mänskliga störningarna i områdena.

För att kunna uppfylla målsättningarna med programmet måste övervakningen vara långsiktig. IM-övervakningen skiljer sig från övriga miljöövervakningsprogram genom att IM i detalj skall kunna förklara förändringar i miljön. IM-programmet bör på sikt också kunna inrymma övervakning av klimatförändringar, ozon samt persistenta organiska föreningar (POP) och deras effekter på biotan.

Val av områden och undersökningsmetodik

Målsättningen att på ekosystemnivå följa vattenomsättning och biogeokemiska processer för att försöka förklara observerade effekter på biota kräver kvantitativa bestämmningar av inflöde, förråd och utflöde. För en utförlig redovisning av den metodik som används hänvisas till IM-manualen (http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm, EDC 1993, FEI 1998).

De parametrar som bestäms i avrinningsområdet är fysikaliska förhållanden (t.ex. berggrund, jordlager och vatten), kemiska förhållanden i mark, vatten och vegetation samt biologiska förhållanden (t.ex. flora och beståndsdata). De processer som studeras är deposition, vittring, omsättning och utbyte i marken, avdunstning och gasutbyte, upptag i levande biomassa och utflöden i avrinnande vatten från området. De övergripande samband som nyttjas är vattenbalans och hydrokemiska budgetar;

$$P = E + R \pm \Delta S$$

där P = nederbörd, E = avdunstning, R = avrinning och ΔS = ändring i vattenmagasin;

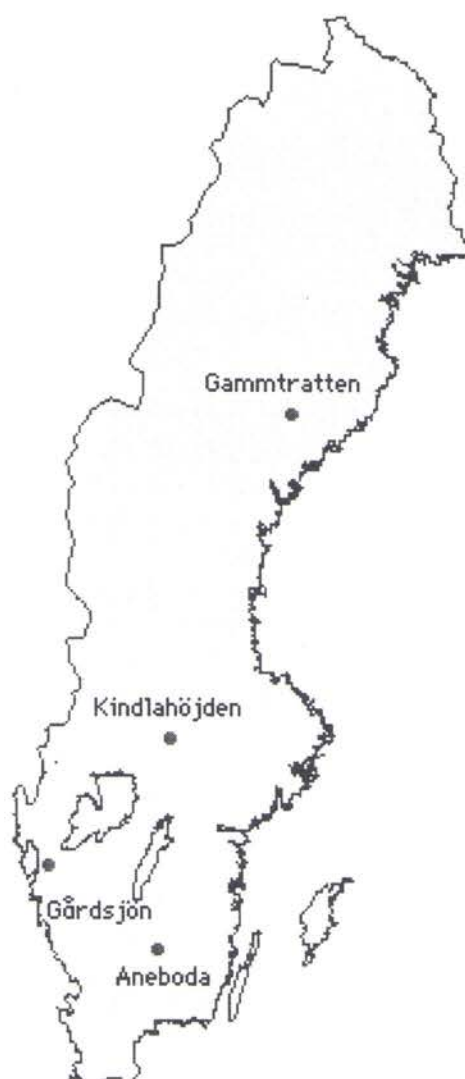
$$DEP + WEATH = UPTAKE + LEACH$$

där DEP = deposition av ämnen, $WEATH$ = vittring,
 $UPTAKE$ = vegetationupptag, $LEACH$ = utlakning.

Övervakningen av ekosystemets olika delar görs inom väldefinierade små avrinningsområden. Området bör vara så homogent som möjligt vad avser geologi och vegetation. Det bör vara i storleksordningen 10-100 ha och inneslutas av en likartad omgivning för att eliminera randeffekter. Området bör vara typiskt för regionen. Det bör ha lång kontinuitet utan skogliga åtgärder och vara fritt från störande aktiviteter, något som bäst tillgodoses i naturskyddade reservat. Området skall avvattnas av en bäck, vara fritt från sjöar och ha liten andel myrmark. Avstånd till förorenande aktiviteter och utsläpp bör vara > 50 km. Det bör också ligga så långt från havet att direkt inverkan därifrån starkt reduceras.

I Sverige genomfördes en omfattande förändring av miljöövervakningen 1995, vilket innebar att tre nya IM-områden utsågs. Dessa har successivt byggts upp. Aneboda (SE-14) etablerades 1996, Kindla (SE-15) etablerades 1997 medan etablering pågår i Gammtratten (SE-16). Området vid Gårdsjön (SE-04) har däremot lång kontinuitet med mätningar sedan 1970. Områdena är likartade men lokaliserade till regioner med olika klimat och depositionsförhållanden (Figur 1). Föreliggande rapport behandlar resultaten från 1998, vilket medför att enbart vissa resultat från Gammtratten kan redovisas.

Nedan följer en kortfattad presentation av områdena, som mer utförligt kommer att beskrivas i en särskild rapport (Lundin et al. in prep.).



Figur 1. Lokalisering av IM-områdena.
Locations of the IM sites.

Gårdsjön - SE-04

IM-området i Gårdsjön är ett litet avrinningsområde (F1) om knappt 0,04 km², dominerat av tunna (0-0,7 m) moräntäcken med hög frekvens sten och block. Området är ett av flera som undersöks med inriktning på terrester och hydrologisk forskning. Undersökningarna har pågått sedan 1970. Gårdsjön har ingått som IM-område sedan 1991. Området har varit skogklätt under hundratals år men avverkades i början av 1900-talet. Gallring utfördes 1968 och en del i sydost avverkades 1980 och återplanterades därefter. Boskap har betat i området fram till 1950-talet.

Läge:	Västkusten, Bohuslän, Västra Götalands län
Lat./Long:	N 58° 03' ; E 12° 01'
Rikets nät:	644295; 127668
Kartblad:	Göteborg 7B NO
Area:	3.7 ha
Altitud:	114-140 m ö.h.
Berggrund:	Yngre gnejsiga granodioriter
Årsmedeltemperatur:	+ 6.7 °C (3)
Nederbörd:	1000 mm
Avdunstning:	480 mm
Avrinning:	520 mm

Aneboda - SE-14

IM-området i Aneboda är ett 0,2 km² stort avrinningsområde mitt på Sydsvenska höglandet. Boskap har under flera århundraden nyttjat området, som sannolikt kalavverkades i mitten av 1800-talet med spontan skogsåterväxt därefter. Under tiden 1940-1955 gjordes tidvis gallringar. Undersökningar avseende mark, vegetation och vatten har pågått sedan 1982. Aneboda etablerades som IM-område 1995. Området utgörs av småbruten, ställvis mycket stor- och rikblockig mark med relativt stort inslag av fuktiga och blöta marktyper. Skogen domineras av gran med inblandning av främst tall, bok och björk. Det bör påpekas att boken föryngrar sig väl.

Läge:	Sydsvenska höglandet, Småland, Kronobergs län
Lat./Long:	N 57° 05' ; E 14° 32'
Rikets nät:	633255; 142407
Kartblad:	Växjö 5E NV
Area:	19.6 ha
Altitud:	210-240 m ö.h.
Berggrund:	Granit
Årsmedeltemperatur:	+ 5.8 °C (3)
Nederbörd:	750 mm (4)
Avdunstning:	470 mm
Avrinning:	280 mm

Kindla - SE-15

IM-området i Kindla är ett 0,2 km² avrinningsområde i centrala Bergslagen. Regionen karaktäriseras av småkullig terräng och större höjder. Barrskog med inslag av sumpskog dominerar. En öppen myr finns. Området är kuperat med branta sluttningar med höjdskillnader på uppåt 100 m inom ett avstånd av endast 200 m. Skogen domineras av ca 100 årig, ogallrad gran. Många kolbottnar i området visar att skogen under tidigare sekler nyttjats till träkolframställning och alltså varit kalavverkat i omgångar. Kindla etablerades som IM-område 1996.

Områdesuppgifter

Läge:	Bergslagen, Västmanland, Örebro län
Lat./Long:	N 59° 45' ; E 14° 54'
Rikets nät:	662650; 144950
Kartblad:	Filipstad 11E NV
Area:	19.1 ha
Altitud:	312-415 m ö.h.
Berggrund:	Filipstadsgraniter
Årsmedeltemperatur:	+ 4.2 °C
Nederbörd:	900 mm
Avdunstning:	450 mm
Avrinning:	450 mm

Gammtratten – SE 16

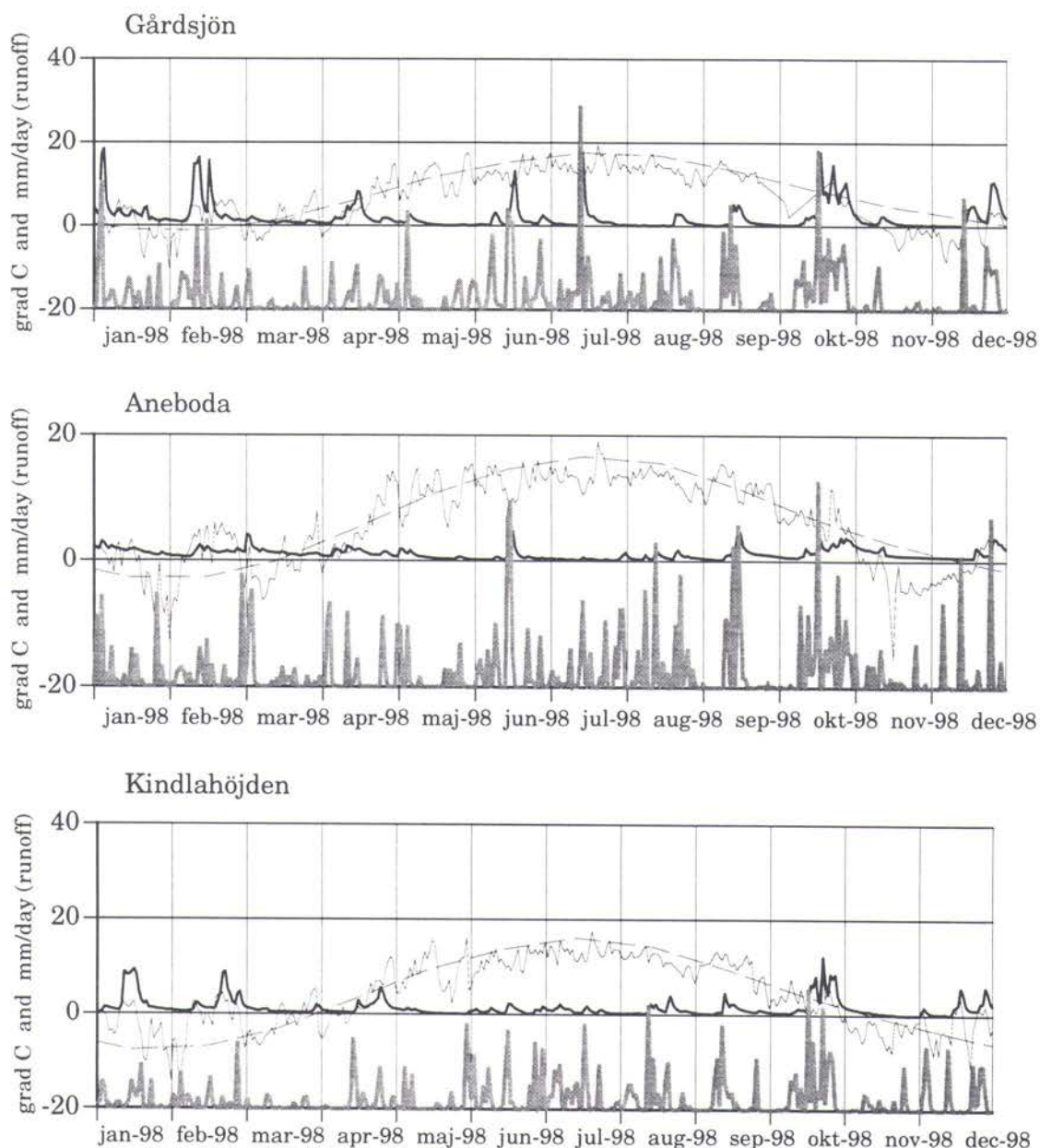
IM-området i Gammtratten är ett 0,45 km² stort avrinningsområde 10 mil från N Kvarnenkusten i höjd med Umeå. Det ligger inom den mellanboreala zonen och landskapet karaktäriseras som Norrlands vågiga berkullterräng. Området är en mot sydost sluttande dalsänka mellan bergen Gammtratten (578 m) i öster och Siberget (530 m) i väster. I sluttningarnas nedre del och i botten av sänkan finns flera mindre, mestadels trädbevuxna myrar. Nedre delen av sänkan domineras helt av gran, medan tallen är riklig i sluttningarnas övre delar. Glasbjörk förekommer nästan överallt, asp och sälg här och var. Skogen är praktiskt taget orörd av avverkning, bortsett från enstaka större tallar som fälldes omkring år 1900 och en mindre låggallring i sydöstra delen. På grund av brand finns tämligen rikligt med äldre tallar – den äldsta borrhålen från mitten av 1500-talet – medan granarna som regel är 100-150 år. Det finns rikligt med spår efter bränder från 1890-talet och bakåt i tiden, främst på högstubbar och lågor. Gammtratten etablerades som IM-område 1998.

Områdesuppgifter

Läge:	I norra Ångermanland /Västernorrlands län/ 110 km V Umeå, 50 km SO Åsele
Lat./Long:	63°51' N, 18°06' E
Rikets nät:	X 70 85 71, Y 16 14 10
Kartblad:	20 I NV Björna
Area:	45 ha
Altitud:	högsta 545 m, lägsta 410 m
Berggrund:	Rätangranit eller liknande
Årsmedeltemperatur:	+1,2°C
Nederbörd:	750 mm
Avdunstning:	300-400 mm
Avrinning:	300-400 mm

Väderförhållanden 1998

I figur 2 ges en illustration till dygnsvariationen av temperatur nederbörd och avrinning i IM-områdena under 1998. Eftersom endast korta tidsserier föreligger kan ingen direkt jämförelse göras med ett normalår. I brist på långa serier har jämförelse med närbelägna SMHI-stationer gjorts. Det bör dock betonas att exempelvis nederbörden i Växjö ingalunda representerar situationen i Aneboda. Jämförelsen tjänar endast som en kvalitativ indikator på "normalsituationen".



Kindla. Vidare uppvisade perioden juni-augusti mycket låga medeltemperaturer och rikligt med nederbörd i alla tre områdena. Det senare ledde till vattenföringstoppar även under sommarmånaderna och att vattendragen aldrig torkade ut. Tidigare år har vattendragen periodvis sinat under sommaren (Löfgren 1999). Samtliga bäckar hade flödestoppar under oktober vilket förklaras av kraftiga regn i kombination med mättade markförhållanden.

Vindhastighet och global- respektive nettostrålning i de tre IM-områdena framgår av Tabell 1. Gårdsjön är med sin närhet till havet den mest vindutsatta lokalen med en medelvind dubbelt så hög som i Aneboda och fyra gånger så hög som i Kindla. Den molniga och blöta sommaren 1998 framgår tydligt av instrålningsvärdena. Juni månad, som p.g.a. solhöjden normalt har den högsta instrålningen, uppvisar lägre värden än t.ex. maj.

Tabell 1. Vindhastighet och globalstrålning i Gårdsjön respektive nettostrålning i Aneboda och Kindla 1998. nd= ingen data
Wind speed and global solar radiation at Gårdsjön respective net solar radiation at Aneboda and Kindla 1998. nd= no data

Månad	Gårdsjön Vindhast. m/sek	Globalstråln. W/m ²	Aneboda Vindhast. m/sek	Nettostråln. W/m ²	Kindla Vindhast. m/sek	Nettostråln. W/m ²
1	4,4	10,2	1,6	-8	0,8	-80
2	6,0	21,8	2,5	6	1,1	-40
3	4,0	83,0	1,6	31	0,9	-26
4	4,2	95,5	2,2	81	0,8	15
5	4,0	195,3	1,7	147	0,9	83
6	4,1	164,0	1,8	122	0,9	58
7	4,0	177,6	1,7	121	0,8	70
8	4,3	133,8	1,7	100	0,8	30
9	3,6	77,5	1,6	52	0,7	0
10	4,9	38,5	2,2	19	0,8	-35
11	3,4	12,1	1,0	-7	0,5	-39
12	4,8	5,1	1,8	-7	nd	nd
Medelvärde	4,3	85,3	1,8	55	0,8	3

Till
Appendix

Tabell 2. Månadsvärden på temperatur och nederbörd i Gårdsjön 1998 jämfört med långtidsvärden från Göteborg och Landvetter.
Temperature and precipitation (monthly average) at Gårdsjön 1998 compared with long-term average (1931-60) from Göteborg and Landvetter, respectively.

Månad	Temp a) Göteborg grad C	Temp 1998 Gårdsjön grad C	Översk./ undersk. grad C	Nederbörd b) Landvetter mm	Nbd 1998 Gårdsjön mm	Översk./ undersk. mm
1	-0,9	0,1	1,0	90	85	-5
2	-1,2	2,7	3,9	54	96	42
3	1,3	1,2	-0,1	58	33	-25
4	6,0	4,2	-1,8	64	133	69
5	11,5	11,2	-0,3	68	58	-10
6	15,2	12,6	-2,6	87	150	63
7	17,5	14,4	-3,1	108	118	10
8	16,8	13,4	-3,4	116	129	13
9	13,1	12,4	-0,7	126	88	-38
10	8,6	6,1	-2,5	118	227	109
11	4,5	-2,1	-6,6	124	30	-94
12	1,8	-0,6	-2,4	112	100	-12
Medel/Summa	7,9	6,3	-1,6	1125	1247	122

a) Månadsmedeltemperaturer 1931-60, (Taesler, 1972).

b) Korrigerad nederbörd, Landvetter (SMHI-bet 7241 korrektionsfaktor 1,17, Eriksson 1983)

Tabell 3. Månadsvärden på temperatur och nederbörd i Aneboda 1998 jämfört med långtidsvärden från Växjö.
Temperature and precipitation (monthly average) at Aneboda 1998 compared with long-term average (1931-60) from Växjö.

Månad	Temp a) Växjö grad C	Temp 1998 Aneboda grad C	Översk./ undersk. grad C	Nederbörd c) Växjö mm	Nbd 1998 Aneboda mm	Översk./ undersk. mm
1	-2,8	-1,5	1,3	58	69	11
2	-2,7	1,8	4,5	37	40	3
3	-0,1	-0,6	-0,5	43	66	23
4	5	4,6	-0,4	44	59	15
5	10,5	10,7	0,2	56	47	-8
6	14,6	12,7	-1,9	58	111	52
7	16,6	13,7	-2,9	87	83	-4
8	15,6	13	-2,6	80	95	14
9	11,6	11,9	0,3	76	87	11
10	6,8	6,5	-0,3	66	137	70
11	2,8	-2,9	-5,7	70	33	-37
12	-0,1	-1,2	-1,1	70	72	2
Medel/Summa	6,5	5,7	-0,8	745	899	152

a) Månadsmedeltemperaturer 1931-60, (Taesler, 1972). Klimatdata för Sverige.

c) Korrigerad nederbörd, Växjö (SMHI-bet 6452 korrektionsfaktor 1,16, Eriksson 1983)

Tabell 4. Månadsvärden på temperatur och nederbörd i Kindla 1998 jämfört med långtidsvärden från Knon och Nyberget.
Temperature and precipitation (monthly average) at Kindla 1998 compared with long-term average (1931-60) from Nyberget.

Månad	Temp a) Knon grad C	Temp 1998 Kindla grad C	Översk./ undersk. grad C	Nederbörd d) Nyberget mm	Nbd 1998 Kindla mm	Översk./ undersk. mm
1	-7,7	-3	4,7	64	61	-3
2	-6,9	-1,1	5,8	42	58	16
3	-3,2	-1,7	1,5	39	17	-22
4	3,1	1,9	-1,2	53	58	5
5	9,3	9	-0,3	57	56	-1
6	13,7	10,9	-2,8	77	111	34
7	16,1	13,4	-2,7	106	124	18
8	14,3	11,5	-2,8	110	100	-10
9	9,4	10,1	0,7	95	82	-13
10	4,1	3,2	-0,9	85	159	74
11	-0,5	-3,2	-2,7	99	31	-68
12	-4,3	-2,4	1,9	72	98	26
Medel/ Summa	4	4,1	0,1	900	954	54

a) Månadsmedeltemperaturer 1931-60, (Tasler, 1972). Klimatdata för Sverige.

d) Korrigerad nederbörd, Nyberget (SMHI-bet 9544 korrektionsfaktor 1,21, Eriksson 1983)

Tabell 5. Uppmätt nederbörd, krondropp och avrinning i Gårdsjön 1998. Kronavdunstning är beräknad som nederbörd minus krondropp. Enhet mm.
Precipitation (nederbörd), throughfall (krondropp) and run-off (avrinning) at Gårdsjön 1998. Evapotranspiration (kronavdunstning) is calculated as precipitation minus throughfall. Unit = mm.

Månad	Nederbörd	Krondropp	Kronavdunstning	Avrinning	Nederbörd - avrinning
jan-98	85	99	-14	110	-25
feb-98	96	72	24	120	-23
mar-98	33	21	12	29	4
apr-98	133	89	44	68	65
maj-98	58	35	23	18	40
jun-98	150	90	60	55	95
jul-98	118	76	42	49	69
aug-98	129	70	59	18	111
sep-98	88	59	29	32	56
okt-98	227	148	80	145	82
nov-98	30	16	13	26	4
dec-98	100	72	27	78	22
Summa	1247	847	399	748	500
% av ned	100	68	32	60	40

Till
Appendix

Tabell 6. Uppmätt nederbörd, krondropp och avrinning i Aneboda 1998. Kronavdunstning är beräknad som nederbörd minus krondropp. Enhet mm.
Precipitation (nederbörd), throughfall (krondropp) and run-off (avrinning) at Aneboda 1998. Evapotranspiration (kronavdunstning) is calculated as precipitation minus throughfall. Unit = mm.

Månad	Nederbörd	Krondropp	Kronavdunstning	Avrinning	Nederbörd - avrinning
jan-98	69	26	43	47	22
feb-98	40	71	-31	34	6
mar-98	66	32	34	43	23
apr-98	59	34	25	37	22
maj-98	47	20	27	21	26
jun-98	111	79	32	20	91
jul-98	83	68	15	9	74
aug-98	95	77	18	23	72
sep-98	87	74	13	38	49
okt-98	137	83	54	60	77
nov-98	33	13	20	40	-7
dec-98	72	56	16	40	32
Summa	899	633	266	412	487
% av ned	100	70	30	46	54

Tabell 7. Uppmätt nederbörd, krondropp och avrinning i Kindla 1998. Kronavdunstning är beräknad som nederbörd minus krondropp. Enhet mm.
Precipitation (nederbörd), throughfall (krondropp) and run-off (avrinning) at Kindla 1998. Evapotranspiration (kronavdunstning) is calculated as precipitation minus throughfall. Unit = mm.

Månad	Nederbörd	Krondropp	Kronavdunstning	Avrinning	Nederbörd - avrinning
jan-98	61	4	57	84	-23
feb-98	58	31	27	66	-8
mar-98	17	5	11	22	-5
apr-98	58	36	23	46	12
maj-98	56	35	21	16	40
jun-98	111	74	37	24	87
jul-98	124	53	72	28	96
aug-98	100	72	27	31	69
sep-98	82	62	20	31	51
okt-98	159	78	80	98	61
nov-98	31	43	-13	17	14
dec-98	98	62	36	51	47
Summa	954	555	399	514	440
% av NBD	100	58	42	54	46

Tabell 8. En sammanfattning av 1998 års vattenbalans. Enhet mm.
Summary of the water balances in 1998. Unit = mm.

	Gårdsjön mm	% av nbd	Aneboda mm	% av nbd	Kindla mm	% av nbd
Nederbörd (nbd)	1247	100	899	100	949	100
Krondropp	847	68	633	70	555	58
Kronavdunstning	399	32	266	30	394	42
Avrinning	748	60	412	46	514	54
Nederbörd - avrinning	500	40	487	54	435	46

Tabell 9. Modellerad vattenbalans (IMAQ-modellen) för Kindla 1996-98. Enhet = mm.
Simulated water balance (IMAQ-model) for Kindla 1996-98. Unit = mm.

ÅR	Nederbörd ¹	Avdunstning ²	Avrinning (mod)	Avrinning (obs)	Markvatten ³	Snö ⁴	Balans ⁵
1996	754	398	291	-	-	-	-
1997	850	408	351	417	1	90	0
1998	857	414	508	514	25	-90	0

1) Nederbörd i Nyberget korrigerad med en faktor 1,07

2) Avdunstning enligt modellen

3) Markvattenhalt vid slutet av året minus markvattenhalt vid början av resp. år

4) Snöns vattenekvivalent vid slutet av året minus vattenekvivalenten vid början av resp. år

5) Nederbörd - avdunstning - modellerad avrinning - markvatten - snö

Vattenbalans 1998

Ett områdes vattenbalans är svårt att fastställa på grund av stora osäkerheter i mätmetoderna. Störst osäkerhet föreligger i avdunstnings- och magasinsberäkningarna. I tabellerna 5-7 redovisas några av de ingående elementen i vattenbalansen. Nederbörd minus avrinning kan ses som ett grovt mått på den totala avdunstningen från området, men magasinseffekter medför att månadsvärdena är osäkra. Sett på årsbasis avrinner mellan 45 och 60 % av nederbörden och den uppskattade avdunstningen varierar mellan 440-500 mm/år. Årsresultaten sammanfattas i tabell 8.

Modellberäknad vattenbalans för Kindla

För att få en uppfattning av osäkerheten i beräkningarna har vattenbalansen modellerats på dygnsbasis med hjälp av en simuleringsmodell (IMAQ-modellen) som utvecklats vid Institutionen för Miljöanalys. I Tabell 9 ges en sammanfattning av modellresultaten. Av tabellen framgår att nederbördens korrektionsfaktor, som framtagits genom kalibrering (1,07), är mindre än den som rekommenderas av SMHI (1,21). Avdunstningen är skattad till 414 mm vilket skall motsvaras av de 440 mm som anges i tabell 7. Snömagasinet var i början på året 108 mm och i slutet 18 mm. Ändringen i snömagasin förklarar delvis varför den uppskattade avdunstningen enligt Tabell 7 var högre än den modellerade avdunstningen.

Kemiska förhållanden 1998

Följande kortfattade karaktärisering av det kemiska tillståndet i IM-områdena under 1998 baseras på de medelhalter som finns redovisade i tabellbilagan till denna rapport. För närmare beskrivning av antalet observationer, statistisk spridning etc. hänvisas till dessa tabeller.

Depositionen på öppen mark hade låg jonstyrka i samtliga tre IM-områden, motsvarande en konduktivitet på 1,7-2,4 mS m⁻¹. Gårdsjöns närhet till havet och en betydande torrdeposition av havssalter framträder dock tydligt i krondroppets konduktivitet på ca 7,6 mS m⁻¹, att jämföra med 3,1 och 2,7 mS m⁻¹ i Aneboda respektive Kindla. Markvatten, grundvatten och bäckvatten hade något högre jonstyrka än krondroppet i både Gårdsjön och Kindla, vilket indikerar snabba transportvägar i marken och kort tid för modifiering av nederbördsvattnet. I Aneboda var ledningsförmågan ungefär dubbelt så hög i dessa medier jämfört med krondroppet, vilket indikerar större påverkan från markkemiska processer. Kiselhalterna i bäck-, mark- och grundvatten i Aneboda och Kindla låg i

intervallet 3-5 mg L⁻¹, förutom i utströmningsområdena där de var 2-3 mg L⁻¹ högre. Det senare indikerar tillskott av äldre grundvatten. Mätprogrammet i Gårdsjön har kompletterats med kisel under 1999.

Depositionen på öppen mark och i krondropp uppvisade små skillnader i pH mellan områdena (pH≈4,7). I krondropp var pH på samma nivå eller något högre än i mark- och grundvattnet i inströmningsområdena, medan pH i utströmningsområdena var betydligt högre (pH>5,1) än i krondroppet i Aneboda och surare (pH<4,6) i Gårdsjön och Kindla. Vattnets buffertskapacitet, ANC, uppvisade ett likartat mönster som pH med låga eller negativa ANC-värden (<0,03 mEq L⁻¹) i avrinningsområdets övre delar. I utströmningsområdena var dock buffertkapaciteten tämligen hög med en vätekarbonatalkalinitet >0,09 mEq L⁻¹ i Aneboda. Detta indikerar tillförsel av äldre grundvatten i dessa områden, men inte i Gårdsjön och Kindla där både pH och ANC var låga överallt i marken. Även bäckvattnet var påtagligt surt i samtliga områden (pH<4,5), men avrinningen i Aneboda uppvisade ett positivt ANC på ca 0,05 mEq L⁻¹, i motsats till Gårdsjön och Kindla, vilka var permanent sura, med negativa ANC.

I depositionen på öppet fält dominerades anjonerna av klorid i Gårdsjön medan fördelningen var mycket jämn mellan sulfat, klorid och nitrat i Aneboda. I Kindla utgjorde sulfat och nitrat de dominerande anjonerna. Påverkan av havssalter i södra Sverige framträdde tydligt i krondroppet där klorid var den dominerande anjonen både i Gårdsjön och Aneboda, medan sulfat dominerade i Kindla. Sulfat var för övrigt den mest framträdande anjonen i samtliga medier i Kindla, med nivåer 3-4 gånger högre än i krondroppet. Detta indikerar att stora mängder sulfat tillförs mark- och grundvatten från källor i marken (se nedan). I Aneboda var sulfat- och kloridjonhalterna på ungefär samma nivåer i mark-, grund- och ytvatten och även där indikerar sulfatnivåerna ett betydande tillskott av svavel från marken. I Gårdsjön var klorid den klart dominerande anjonen i det vatten som passerat marken, men sulfathalterna tyder på att svavel tillfördes från marken. Organiska anjoner utgjorde ca 9% av anjonflödet i bäcken i Gårdsjön, medan motsvarande värden var 25% och 20% för bäckarna i Aneboda respektive Kindla.

I depositionen på öppet fält dominerades kationerna av natrium i samtliga områden. Även krondroppet dominerades av natrium i Gårdsjön, medan den interncirkulerande kationen kalium uppvisade högst halter i Aneboda och Kindla. Natrium var för övrigt den mest framträdande kationen i det vatten som passerat marken i samtliga områden, med likartade nivåer som klorid. Magnesium var den näst dominerande kationen i Gårdsjön, medan kalcium och magnesium var på samma nivå i Aneboda och Kindla. Vätejoner utgjorde ett betydande inslag (≥0,01 mEq L⁻¹) i samtliga medier förutom i grundvattnet i utströmningsområdena i Aneboda och i grundvattnet i inströmningsområdet i Kindla. Nivåerna låg normalt i intervallet 0,01-0,06 mEq L⁻¹, varierande beroende på vattnets ursprung. Ett underskott av kationer i förhållande till anjoner antyder att inslaget av sura, kationiska metaller, främst aluminium och eventuellt något järn, hade en påtaglig påverkan på jonbalanserna. I bäckvattnet utgjorde sura, kationiska metaller storleksordningen 0,01, 0,02 och 0,05 mEq L⁻¹ för Gårdsjön, Aneboda respektive Kindla.

Halterna av totalaluminium var höga i samtliga tre områden oavsett medium. I markvattnet låg halterna på 0,7-2,5 mg L⁻¹, medan det i Aneboda och Kindla var något lägre (0,6-0,7 mg L⁻¹) i grundvattnet i utströmningsområdena. Halterna i bäckvattnet var lägst i Aneboda (0,5 mg L⁻¹) och ca 0,8 mg L⁻¹ i de båda andra

områdena. Antar man att halten sura, katjoniska metaller utgjordes enbart av aluminium var medelladdningen per aluminiumatom +0,2, +1,3 och +1,7 i bäckvattnet i Gårdsjön, Aneboda respektive Kindla. Med tanke på de låga pH-värdena ($\text{pH} < 4,5$), förefaller aluminium ha varit ovanligt väl komplexbundet särskilt i Gårdsjön. Den teoretiska beräkningen av laddningsdensiteten för aluminium är dock osäker dels p.g.a att den katjoniska laddningen beräknats som en restpost och dels p.g.a. att halten organiska anjoner modellberäknats.

Halten löst organiskt material (DOC) var drygt dubbelt så hög i bäckvattnet i Aneboda (23 mg L^{-1}), som i Gårdsjön och Kindla (11 respektive 7 mg L^{-1}). Förutsättningarna för att komplexbinda metaller var följaktligen avsevärt bättre i Aneboda än i de båda andra områdena. De höga DOC-halterna återspeglades givetvis även i halterna organiskt bundet kväve och fosfor, med avsevärt högre halter i Aneboda ($640 \text{ } \mu\text{g org-N l}^{-1}$, $9 \text{ } \mu\text{g Res-P l}^{-1}$) jämfört med de båda andra områdena ($230\text{--}260 \text{ } \mu\text{g org-N l}^{-1}$, $3\text{--}4 \text{ } \mu\text{g Res-P l}^{-1}$). Det organiskt bundna kvävet utgjorde 90–96% av totalkvävet i alla tre bäckarna, medan motsvarande intervall var 82–100% för den organiskt bundna fosfor (Res-P). De oorganiska kväve- och fosforfraktionerna förekom följaktligen i mycket låga halter ($< 27 \text{ } \mu\text{g oorg-N l}^{-1}$, $< 2 \text{ } \mu\text{g PO}_4\text{-P l}^{-1}$).

Inget av områdena hade särskilt höga järn- eller manganhalter i bäckvattnet ($< 1,1 \text{ mg Fe l}^{-1}$, $< 0,05 \text{ mg Mn l}^{-1}$). Däremot uppmättes tämligen höga järnhalter ($5\text{--}6 \text{ mg L}^{-1}$) i grundvattnet i utströmningsområdet i Aneboda och Kindla. Halterna av koppar, bly, zink och kadmium i bäckvattnet analyserades endast i Aneboda och Kindla under 1998 och halterna var med undantag av bly i Aneboda ($1,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) under de nivåer där negativa biologiska effekter kan förväntas. De lägsta halterna för negativ biologisk effekt är för Cu $> 3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, för Pb $> 1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, för Zn $> 20 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ och för Cd $> 0,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (NV 1999). I mark- och/eller grundvatten uppmättes dock halter som översteg dessa nivåer för koppar, bly, kadmium och särskilt för zink. Även totalkvicksilver och metylkvicksilver analyserades i Gårdsjön och Kindla, där Gårdsjön uppvisade högst halter.

Avslutningsvis kan man sammanfatta områdena som jonsvaga, med permanent sura förhållanden och med tämligen höga aluminiumhalter. Övriga metaller, med undantag av bly, uppvisade halter i bäckvattnet under de nivåer där man anser att det föreligger risk för biologisk skada. I mark- och grundvatten överskreds dock dessa gränsvärden frekvent. Områdena uppvisade låga halter av oorganiska näringsämnen. Gårdsjöns närhet till havet framgår tydligt medan de höga halterna organiskt material påverkar kemin i Aneboda. Kindlas kemi förefaller präglas av vattnets snabba och ytliga transportvägar i marken, vilket är en vanlig företeelse i svensk skogsmark.

Vart tar kiselvägen?

I Kindla var kiselhalten $167 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ i grundvattnet på 0,6 meters djup i anslutning till bäcken. Enligt gängse grundvattenflödesmodeller borde det här vattnet flöda direkt ut i bäcken och dess vatten anta en kemisk sammansättning som är något så när samstämmig med grundvattnets. Ytvattnets kiselhalt var dock bara $103 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ och såväl baskatjonhalten (BC) som ANC var lägre än i grundvattnet. Varför var det så? Vart tog kiselvägen och baskatjonerna vägen?

Grundvattnet som nämndes inledningsvis insamlades vid en station som ligger längst ner i en transekt som går vinkelrätt mot höjdkurvorna med början ca 30 m

från bäcken och till mätstationen vid utflödet ur avrinningsområdet. Mark- och grundvatten mäts på olika nivåer från in- till utströmningsområde i transekten.

Kisel frigörs genom mineralvittring. Den kemiska sammansättningen av det ytligaste markvattnet indikerar att merparten av vittringen ägde rum i urlakningshorisonten (E) och att det framför allt var plagioklas av albitisk (natriumaluminiumsilikat) sammansättning som vittrade. Det gav ett tillskott av natrium och kisel i ekvivalentförhållandet 1:2 både i inströmningsområdet ca 30 m från bäcken och i utströmningsområdet. Markvattnet på större djup (B-horisonten) i inströmningsområdet visar att ingen eller obetydlig vittring ägde rum under E-horisonten. Det ytliga grundvattnet borde således ha uppvisat ungefär markvattnets sammansättning. Grundvattnet på 190 cm:s djup hade dock betydligt högre BC och ANC och måste till övervägande del ha varit ett äldre grundvatten som bildats högre upp i avrinningsområdet. Det här grundvattnet borde ha visat sig i utströmningsområdets grundvatten och på sin väg ytterligare anrikats på joner, eftersom det långt ifrån var kemiskt mättat.

Det ytliga grundvattnet (0,6 m djup) i utströmningsområdet hade emellertid en sammansättning med avseende på BC och ANC, som indikerar att det till övervägande del var mycket lokalt bildat. Överslagsmässigt, med utgångspunkt från markvattnets sammansättning på 25 cm djup i utströmningsområdet och det "ytliga" grundvattnets sammansättning i inströmningsområdet, skulle ca 2/3 vara av mycket lokalt ursprung. Det var bara natrium och kisel som hade högre halter än vad som kan förväntas av detta blandningsförhållande, vilket tyder på att albitvittringen var kraftig även i utströmningsområdet, vilket även antytts av markvattnets sammansättning.

Även om grundvattnet på 0,6 m djup var lokalt bildat, så visar den höga kiselhalten ($167 \mu\text{mol L}^{-1}$) att det varit i kontakt med markens minerogena material så länge att det inte representerar det grundvatten som bildar ytvatten i bäcken. Markvattnet skulle dock kunna ha en kemisk sammansättning som i stort överstämmer med det ytliga grundvatten som i huvudsak skapat bäckvattnet. Om 86 % av det vatten som tillförs bäcken hade en kemisk sammansättning motsvarande den i markvattnet på 25 cm djup och 14% en kemisk sammansättning motsvarande det något djupare grundvattnets (0,6 m), så stämmer kemin i bäcken med avseende på BC, ANC och Cl. Kiselhalterna blir dock fortfarande 30% och natriumhalterna något för höga.

Bäckvattnets kemiska sammansättning reflekterar således vatten som har kortare uppehållstid i marken än det som förs ut från den morän där mark- och grundvattenmätningarna utförs. Orsaken är att bäckvattnet dessutom påverkas av vatten som tillförs från andra delar av avrinningsområdet. Uppströms transekten finns ett mätöverfall, där provtagningar utförts inom ramen för ett separat forskningsprojekt (Fölster, 1999). Det fångar upp vatten från ungefär 2/3 av avrinningsområdet. Ovan mätöverfallet finns ett kärr genom vilket merparten av vattnet mer eller mindre kanaliseras. Det grundvatten som bildas i själva kärret har aldrig påverkats av markvittringen och kiselhalterna bör därför vara låga, vilket konfirmerades av 1997 års studier då en medianhalt på $100 \mu\text{mol L}^{-1}$ uppmättes (Fölster, 1999).

Antar man att 90% av bäckvattnet vid det nedre mätöverfallet utgjordes av vatten med låga kiselhalter som från det övre mätöverfallet och 10% av vatten från det blandade ytliga och djupa grundvattnet från transekten, stämmer den

kemiska sammansättningen med avseende på kisel, natrium, BC och ANC i bäckvattnet vid avrinningsområdets utflödespunkt.

Kiselhaltsmätningarna visar följaktligen att mycket ytligt, bäcknära (kanske några meter) grundvatten, med kort eller liten kontakt med minerogent material, dominerar tillflödet till bäcken och att albitvittringen är intensiv även mot eller i utströmningsområdet. Det senare ger bäckvattnet dess sammansättning med avseende på baskatjoner. De förmedlar också att vattnets öde i olika delar av avrinningsområdet är väsentlig för det avrinnande vattnets kemi. Orsaken till att mycket ytligt grundvatten dominerar utflödet till bäcken är den kraftigt minskande vattengenomsläppligheten mot djupet.

Man kan fråga sig hur väl processerna i mark/vattensystemet generellt återspeglar bäckvattnets kemi, när en mycket smal zon kring vattendraget bestämmer dess kemiska sammansättning. Mer yttäckande mätningar i mark/vattensystemet borde därför användas som underlag för tolkning av orsakssamband med avseende effekter på vattenkemiskt tillstånd och påverkan på såväl akvatiska organismer som vegetationens tillstånd i områdets inströmningsområden.

Aluminium – förgiftar skogen eller???

Under kampanjen i Aneboda 1996-97 analyserades organiskt aluminium (Al_{org}) i olika typer av vatten vid sidan av total-Al (Al_{Tot}). Andelen organiskt aluminium separerades med jonbytesteknik (Driscoll, 1984) och analyserades med atomabsorption (grafitugn). Oorganiskt Al (Al_i) beräknades som differens.

Aluminium komplexbinds av organiskt material i marken. Större delen organiskt Al (Al_{org}) är orörlig och återfinns i markens fasta matris. En mindre del går i lösning i övre markskikt och fälls delvis åter ut i B-horisonten, som ett led i den naturliga podsoleringsprocessen. Enligt mätningarna i Aneboda var detta mönster tydligt i markprofilen i avrinningsområdets centrala del där Al_{org} minskade från 1,1 mg $Al_{org} L^{-1}$ i E-horisonten till 0,2 mg $Al_{org} L^{-1}$ i B-horisonten (Tab. 10). Marklösningen i en annan profil i avrinningsområdets nedre del tillfördes föga Al_{org} trots höga halter Al_{Tot} . Denna nedre markprofil ligger i en sluttning där vi kan följa vattenkemin på vattnets väg från inströmningsområdet mot utströmningsområdet och bäcken. Al_{org} ökade till cirka 0,8 mg $Al_{org} L^{-1}$ i bäcktorven och i utströmningsområdets grundvatten för att åter bli lägre i djupare grundvatten och i bäcken ($\leq 0,5$ mg $Al_{org} L^{-1}$). Kvoten mellan Al_{org}/Al_{Tot} ökade i utströmningsområdet från ca 0,12 till ca 0,45 och var på samma nivå i bäcken. Man kan anta att Al_{org} i bäcken till stor del härstammar från det bäcknära utströmningsområdet.

Al_i har sitt ursprung i markens mineraler och löses ut under sura betingelser ($pH < 4,5$), inte minst som resultat av antropogen markförsurning. I Aneboda var marklösningen tillräckligt sur i övre markskikt, i avrinningsområdets centrala del för att frigöra Al_i . Markprofilerna i såväl den nedre sluttningen som i inströmningsområdet hade högre pH och liten frigörelse av Al_i . pH i bäcken var återigen lågt, men mobiliseringen av Al_i var ändå mindre i bäcken än i markprofilerna. Al_i är redan vid låga halter ($> 25 \mu g Al_i L^{-1}$) giftigt för de mest känsliga organismerna lax och mört.

Aluminiums toxiska verkan på granrötter (*Picea abies*) påverkas av förekomsten av baskatjoner i marklösningen. Olika molbråk har angivits i litteraturen för

kritiska gränser. För parametern Ca/Al_i har Cronan och Grigal (1995) angivit värdet 1 som kritiskt lågt för träd men kan vara kritiskt redan vid 1,8 för gran. Andra växter och markfauna kan vara mera känsliga än gran. Forskning i Tjeckien på senare tid har visat att skogsmarkens humushorisont kan vara mera relevant än mineraljorden för att bedöma skogsskaderisker (Hruska et al 1999).

I våra data från Aneboda 1997 var molkvoten Ca/Al_i omkring 1,5 i E-horisonterna, d.v.s. i lösning som runnit genom humusskiktet. För B-horisonterna i den centrala och den nedre markprofilen var motsvarande kvoter cirka 0,5. Kritiskt låga värden erhöles alltså i B-horisonterna. Om värdet 1,8 tas som referens var även E-horisonterna under gränsvärdet. De kemiska mätningarna i markvatten pekar alltså på en risk för skogsskador. Våra biologiska observationer visar dock inte någon mätbar sådan påverkan (se nedan). Bäckens hade betryggande hög Ca/Al_i -kvot (ca 3), men 1997 var dock Al_i högre ($0,48 \text{ mg L}^{-1}$) och pH lägre (ca 4,4) än vad många vattenorganismer tål.

Tabell 10. Totalt och oorganiskt aluminium (mg L^{-1}) i olika typer av vatten insamlade från två platser inom avrinningsområdet i Aneboda under perioden juni 1996 till november 1997. n = antal provtagningstillfällen, vilka i sin tur kan bestå av flera prov.
Total and inorganic aluminium (mg L^{-1}) in various types of water sampled at two locations in the catchment at Aneboda during the period June 1996 to November 1997. n = number of sampling occasions, which each may consist of several samples.

	Al_{Tot} Medel mg L^{-1}	Median mg L^{-1}	CV %	n	Al_i Medel mg L^{-1}	Median mg L^{-1}	CV %	n
<i>Centralt i avrinningsområdet. Central location in catchment</i>								
Markvatten, E-horisont	2,02	2,02	50	4	0,88	0,81	42	4
Markvatten, B-horisont	1,48	1,50	44	5	1,28	1,14	54	5
<i>Sluttning och bäcknära nedre del i avrinningsområdet Slope at streamside at lower end of catchment</i>								
Markvatten, E-horisont	3,36	3,74	50	2	2,98	3,45	69	2
Markvatten, B-horisont	3,44	3,17	56	2	3,03	2,51	63	2
Grundvatten, inströmningsområde	1,10	1,04	40	5	1,06	1,01	46	5
Markvatten, utströmningsområde	1,09	1,04	35	6	0,92	0,91	49	6
Markvatten, bäcknära torv	1,88	1,70	42	6	1,04	0,72	67	6
Ytligt grundvatten, utströmningsområde	1,89	1,54	61	6	1,05	0,77	94	6
Djupt grundvatten, utströmningsområde	0,60	0,61	50	6	0,32	0,28	63	6
Bäckvatten	0,86	0,86	27	8	0,48	0,43	33	8

Svavel pensionerar sig inte

I årsrapporten för 1997 visades att minskat svavelnedfall inte leder till förväntad återhämtningen från markförsurning p.g.a. att markbundet svavel frigörs. Undersökningarna under 1998 verifierar dessa slutsatser och även detta år översteg utflödet av svavel inflödet 2-3 gånger i samtliga tre områden. Den förhärskande teorin är att sulfat, som under tidigare decenniers höga

svaveldeposition adsorberats till seskvioxider (bl.a. sekundära järnföreningar) i markernas B-horisont, numera desorberas p.g.a. den lägre svavelnedfallet. Tittar man på resultaten från 1997 och 1998 måste man dock ställa sig frågan om detta är hela sanningen.

Tabell 11 visar medelsvavelhalterna i olika medier dessa båda år. Samtliga mätningar visar att jämfört med krondroppet tillfördes stora mängder sulfat till markvattnet från det övre humusskiktet både i in- och utströmningsområdena. Detta indikerar att huvuddelen av svavlet från marken har annat ursprung än sulfat adsorberat till seskvioxider och att det troligtvis härstammar från det organiska materialet. Det är sannolikt att detta sulfat bildats vid mineralisering och oxidation av organiskt bundet svavel i humusskiktet. En sådan process skulle även kunna förklara de sulfattoppar och därtill förknippade surstötter som uppmäts i början på hösten i många mindre vattendrag i t.ex. norra Sverige (Warfvinge et al. 1999, Laudon et al. 1999).

Är denna slutsats riktig får det även konsekvenser för tolkningen av betydelsen av det höga svavelnedfallet under de senaste decennierna för uppbyggnaden av utbytbar svavel i marken. Det är nämligen deponerat svavel som anses ha byggt upp de stora poolerna i B-horisonten och som via adsorptions-desorptions jämvikter i marken frigörs när sulfathalten i nederbörden minskar. Detta nedfallssvavel representerar alltså en tidsperiod på några decennier. Är det emellertid så att även den organiska poolen av svavel är involverad är den tidsperiod som svavlet i humus och B-horisont representerar avsevärt längre, minst en skogsgeneration och ofta mer. Det innebär att mycket av det svavel som omsätts har sitt ursprung under en period då svavelnedfallet var lågt.

Tabell 11. Medelconcentrationer av sulfat (mEq L^{-1}) i olika typer av vatten under 1997 och 1998 i Gårdsjön, Aneboda och Kindla.
Average concentrations of sulphate (mEq L^{-1}) in various types of water during 1997 and 1998 at Gårdsjön, Aneboda and Kindla.

Typ av vatten	År	Gårdsjön	Aneboda	Kindla
Våtdeposition	1997	0,039	0,044	0,032
	1998	0,036	0,033	0,028
Krondropp	1997	0,141	0,080	0,072
	1998	0,102	0,050	0,051
Markvatten, inströmningsområde, E, 10 cm	1997	0,239	0,226	0,161
	1998	0,221	0,085	0,160
Markvatten, inströmningsområde, B, 40 cm	1997	0,239	0,322	0,184
	1998	0,339	0,247	0,172
Markvatten, utströmningsområde, 25 cm	1997	0,169	0,163	0,208
	1998	0,172	0,136	0,137
Grundvatten, inströmningsområde	1997	0,167	0,300	0,216
	1998	0,208	0,308	0,194
Grundvatten, utströmningsområde	1997	0,167	0,182	0,128
	1998	0,160	0,167	0,149
Bäckvatten	1997	0,192	0,208	0,181
	1998	0,163	0,174	0,147

Skogsbrukets strävan under 1900-talets första hälft att återskapa och bygga upp skogsmarkens humuspool kan därför ha medverkat till att sulfathalten ökat i mark-, grund- och ytvatten i de områden där humusskiktet varit förött eller obetydligt utvecklat p.g.a. mänskliga aktiviteter (svedjning, överbete etc.) eller naturliga processer som skogsbrand, erosion etc.

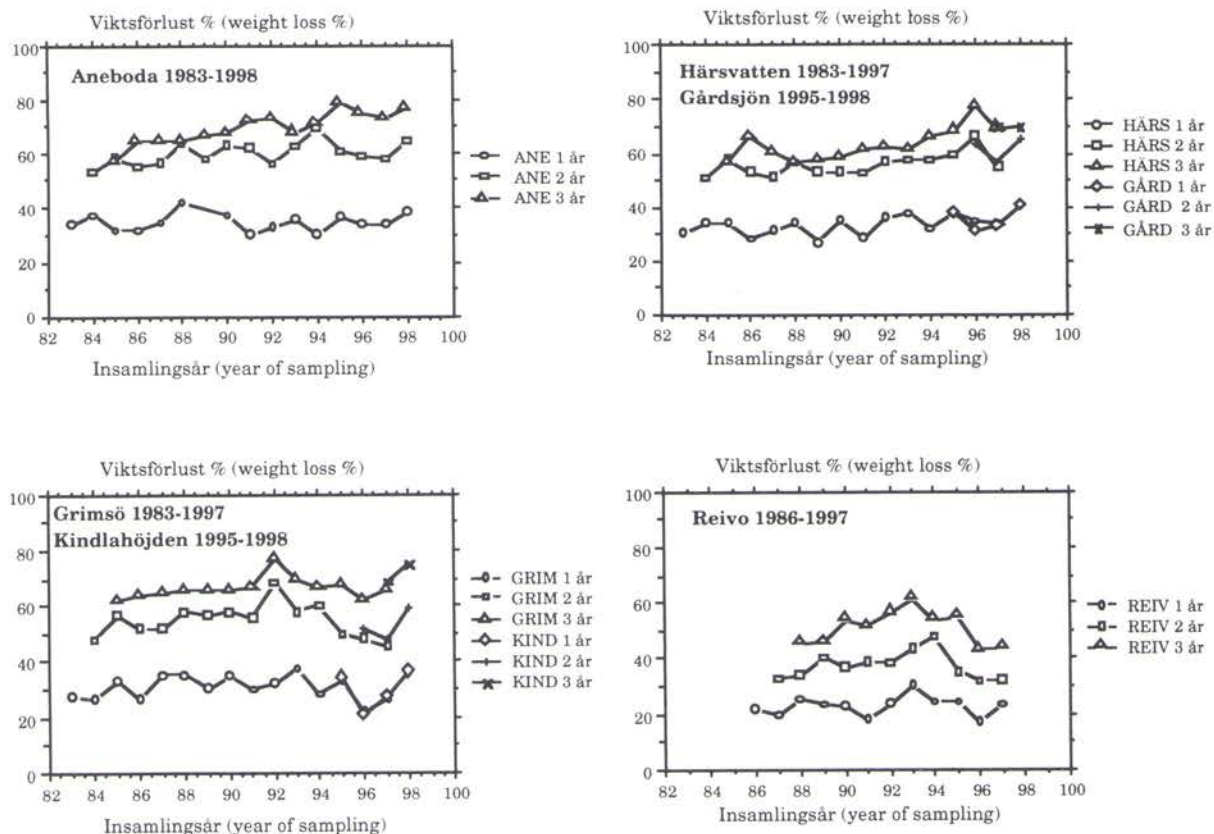
De processer som styr svavelomsättningen i markens organiska pool borde studeras ytterligare och bl.a. skulle isotopteknik kunna användas för att på ett bättre sätt kunna urskilja källorna till det sulfat som återfinns i vatten från olika medier.

Fallna barrs öde

Nedbrytning av standardiserad barrförna har följts sedan 1983. Förna är en beteckning på det döda växtmaterial som hamnar på och i marken. Av de större antal PMK-områden som startades detta år återstår nu endast Aneboda. Men för de nya områdena i Kindla och Gårdsjön kan anknytning göras till äldre tidsserier från Grimsö respektive Härsvatten (tidigare PMK-område Svartedalen) belägna i samma regioner. Parallellkörning några år visade att de gamla och nya lokalernas tidsserier stämde överens och kan byggas ihop (Fig. 3).

Mätningen gjordes på bruna fallfärdiga tallbarr insamlade från träd i Jädraås, Gästrikland i september året före utläggningsåret. Denna standardiserade tallbarrförna har lagts ut i små viktsbestämda portioner i s.k. litterbags, vilka placerats på mosstället i skogen i september-oktober. Insamling av tidigare utlagda ettåriga, tvååriga och treåriga "påsar" (n=18) gjordes vid samma tillfälle och torrviktsförlust (%) bestämdes efter ansning. Provbehandlingen har utförts vid Jädraås Försökspark, vilken också levererat de invägda litterbag-påsarna. Mätning av nedbrytningen av denna standardförna ger ett mått på klimatets inverkan samt inverkan av förorening som förs in i förnan efter dess utplacering på markytan. Man missar däremot inverkan av förorening som skulle tillkommit redan i träd Kronorna i den lokala förnan, liksom inverkan av trädslag, näringsstatus m.m.

Mätningarna visar att material utlagda på sydsvenska lokaler (Aneboda, Härsvatten/Gårdsjön, Grimsö/Kindla) följde likartade förlopp med i genomsnitt 30-35% viktsförlust första året varefter viktnedskningen stannade av så att den blev 7-12% tredje året, alla siffror relaterade till startvikten år 0 (Fig. 3). Den lappländska lokalen Reivo uppvisade däremot svagare inbromsning, från i genomsnitt 23% första året till cirka 14% tredje året. Trots den långa stränga vintern i Reivo blev nedbrytningen större än i södra Sverige det tredje året. Tänkbara förklaringar till den olika kinetiken i norr och söder kan vara att föroreningar och/eller mildare vinterklimat ger ett mera motståndskraftigt ligninhaltigt restmaterial i södra Sverige. Det är känt att omvärldsfaktorerna har en annan inverkan i nedbrytningens initiala skede än i senare stadier när det kolhydratrika materialet är förbrukat (Berg, 1986).



Figur 3. Tidsserier för nedbrytning av ett-, två- och treårig standardförna (tallbarr) från fyra lokaler. Viktsförlusten angiven i procent av torrsvikt vid start.
Time series for decomposition of one, two and three years old standardised litter (pine needles) at four sites. Weight loss expressed as percentage of initial dry weight.

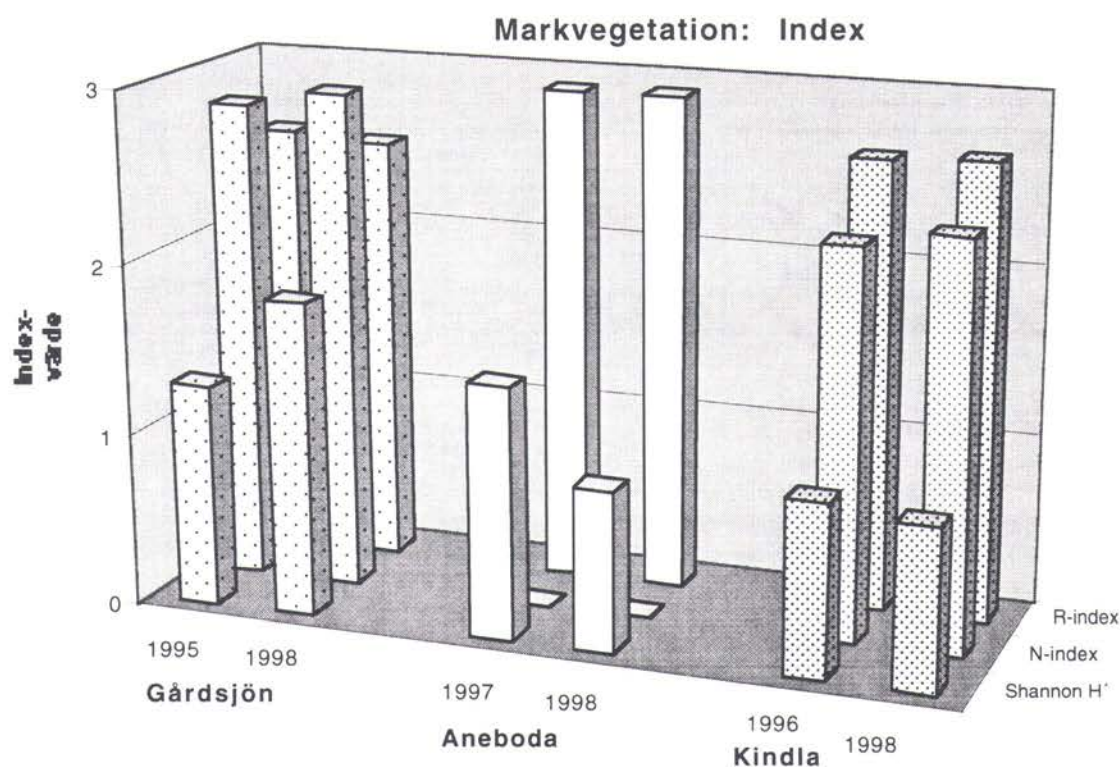
Det fanns en väderleksbetingad mellanårsvariation i tidsserierna samt därtill vissa långsiktiga trender. De treåriga materialen från sydligaste lokalen i Aneboda hade monotont stigande nedbrytning från 1983 till 1998, en trend som inte var signifikant i de ett- och tvååriga materialen. I sekvensen Härsvatten-Gårdsjön nära Västkusten fanns fr.o.m. början av 90-talet en mycket markant ökning av nedbrytningen i två- och treårsmaterial. Denna lokal är utsatt för starkt marint inflytande och en avtagande men fortfarande hög belastning av sur nederbörd, kväve och tungmetaller. Grimsö/Kindla i Bergslagen hade ett svagt maximum i nedbrytningsprocessen 1992, medan lappländska Reivo hade maximum 1993-94, varefter trenden var avtagande på båda ställena. Ytterligare dataanalys i relation till klimatdata och kemiska halter i förnan kan avslöja om dessa trender beror av klimatvariation eller minskad föroreningsbelastning. De olika tidsförloppen på olika lokaler tyder på att vi lyckats undvika metodrelaterade tidstrender.

Markvegetation – på växtfronten intet nytt!

Den jämförelsevis stabila markvegetationen (kärlväxter, mossor och lavar) utgör sannolikt en medellång indikator (10-50 år) på förändringar i påverkan av luftföroreningar, jämfört med t. ex. epifytalger eller lavar som kan reagera snabbare (5-10 år). Hur snabbt de reagerar på förändringar i föroreningsbelastningen torde emellertid till stor del bero på hur stor belastningen och förändringen är. I IM-områdena är belastningen mestadels relativt liten, varför förändringar inte kan förväntas slå igenom märkbart i

vegetationen förrän efter längre tid. Men även om under överskådlig tid inga trender kan urskiljas på de svenska vegetationsytorna gör de tjänst som föga påverkade referenser till mer belastade IM-områden i t. ex. Central- och Östeuropa.

Den enda säkra förändringen var en minskning av bottenskiktets täckningsgrad i Gårdsjön, vilket kan vara en följd av ökat tramp på ytan. Shannons diversitetsindex ökade dock kraftigt (Fig. 4) trots minskat artantal, vilket kan bero på att täckningen allmänt blev jämnare fördelad på arterna i samband med tramp.



Figur 4. Diversitets-, kväve - (N) och pH - (R-) index hos markvegetationen på intensivytorna. *Indices of diversity, nitrogen (N) and pH (R) in the vegetation on the intensive plots.*

Minskar kvävegynnade alger på Västkusten?

I Gårdsjön, där längst tidsserie föreligger, har mängden alger på granbarr minskat något och den tid det tar för dem att kolonisera barren har ökat något (Tab. 12). Sådana förändringar är att vänta om mängden deponerat kväve minskar, vilket kan ha varit fallet. I de två andra områdena föreligger bara två års observationer. En jämförelse mellan områdena visar att i Kindla, som hade lägst kvävedeposition, koloniserade algerna barren långsammare än i de andra områdena med undantag för 1997 då även Gårdsjön uppvisade långsam kolonisationstakt.

Tabell 12. Mängd alger och lavar, kolonisationstid på barr och grenar samt antal årsskott med barr (två procentklasser) i IM-områdena.
Amount (mängd) of algae and lichens, time of colonisation (kol.) on needles and twigs respectively and number of shoots with needles left (two percentage classes) at IM sites.

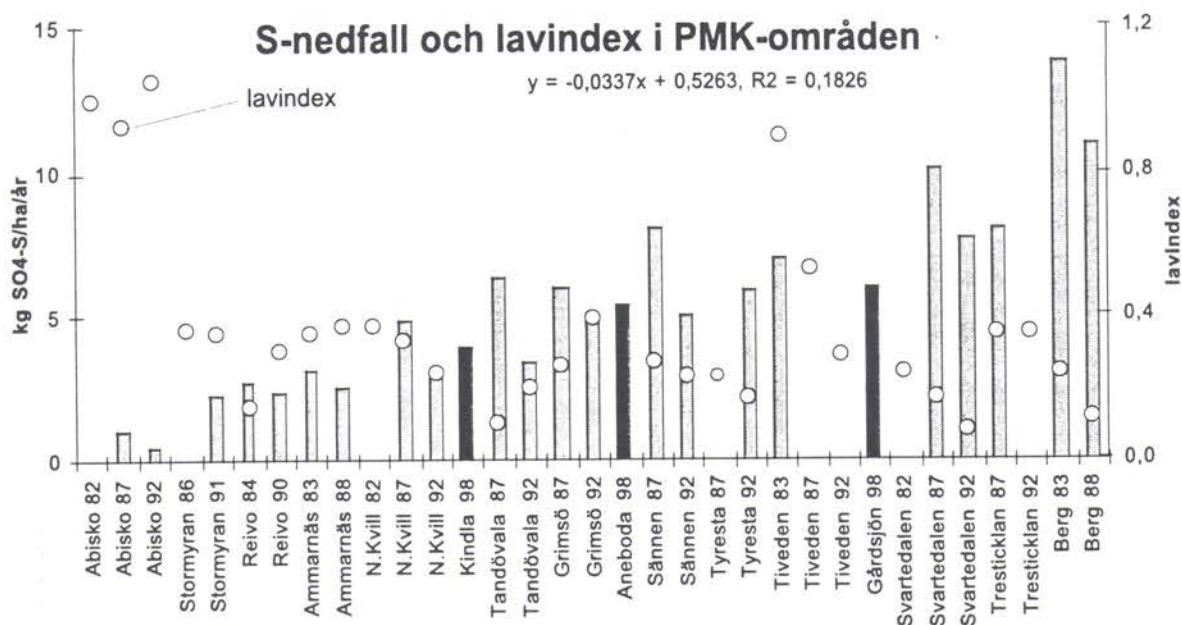
Område	År	Alger mängd	kol., år	Lavar mängd	kol., år	Antal årsskott m. barr 5-50%	Antal årsskott m. barr >50%
Gårdsjön	1992	2,6	2,6	1,2	5,2	1,3	9,8
"	1993	2,3	3,1	1,2	5,3	1,6	9,4
"	1995	1,9	3,4	1,2	5,1	3,7	8,6
"	1997	1,9	4,6	1,5	6,2	–	10,9
"	1998	1,7	3,2	1,7	4,8	5,8	10,7
Aneboda	1997	1,9	3,1	2,3	4,1	–	8,9
"	1998	1,9	2,2	1,6	3,7	–	8,0
Kindla	1997	1,6	4,4	1,7	6,9	–	9,5
"	1998	1,9	4,1	1,7	5,4	1,7	9,0

Har mängden stamlevande lavar minskat?

Läget i IM-områdena med avseende på stamlevande (epifytiska) lavar beskrivs mot bakgrund av motsvarande övervakning i tretton PMK-områden under perioden 1982-1992. Det nordligaste området är Abisko i Norrbotten och det sydligaste Sannen i Blekinge. En analys av data från denna period visar att det finns ett statistiskt säkerställt positivt samband mellan breddgrad och känslighetsindex. Ju längre norrut i landet desto större förekomst av känsliga arter. Det finns också ett negativt samband mellan känslighetstal och nedfallet av sulfatsvavel, mätt i nederbörden på öppet fält (Fig. 5). Under perioden har såväl känslighetsindex som täckning hos lavarna minskat, en minskning som dock inte är statistiskt säkerställd. Samtidigt har också nedfallet av sulfatsvavel minskat, vilket borde ha lett till ökning av lavkänslighetsindex istället för tvärtom.

Det är dock möjligt att observatörerna, som under PMK-perioden mätte längs måttband på samma ställe på stammen, har fått lavar att lossna och därmed påverkat dem negativt. Måttbandsmetoden har nu övergetts och ersatts av en provytemetod, där risken för skador är mindre. Nu ingår dessutom alla trädslag och lavararter, inte bara tall och fjällbjörk, respektive ett 20-tal lavararter.

Eftersom metodiken förändrats är inte värdena från PMK-perioden och nuvarande IM helt jämförbara. Aneboda hade högst känslighetsindex (3,77), Gårdsjön lägre (2,11) och Kindla lägst (1,96). Med hänsyn till enbart svavelnedfallet (Kindla, Gårdsjön och Aneboda hade en deposition på ca 4, 6 respektive 5 kg SO₄²⁻ ha⁻¹ år⁻¹ på öppet fält) borde Kindla ha högst index och Gårdsjön lägst. Sannolikt spelar dock lokala förhållanden i bestånden, t. ex. trädslag och beståndstäthet, större roll än nedfallet. Även om regionala jämförelser kan ha sitt värde är det förändringen över tiden som är mest intressant i detta sammanhang. Det är därför viktigt att samma områden kan bibehållas och inte förändras i takt med att den nationella miljöövervakningen genomgår revisioner.



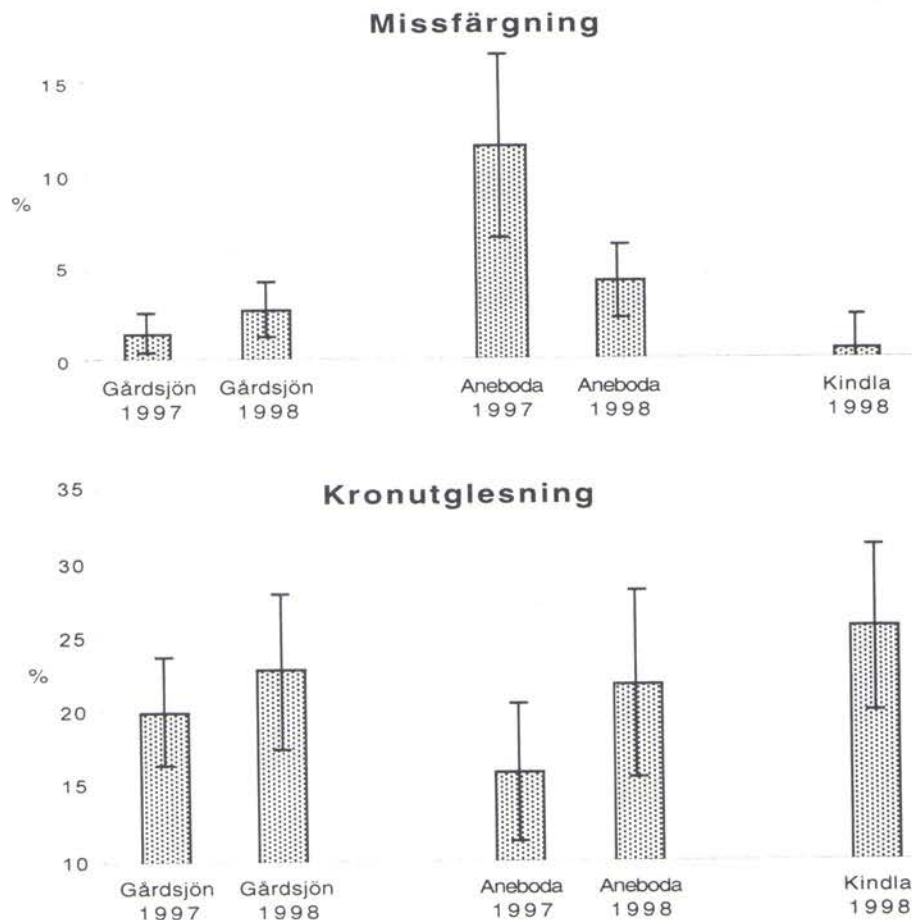
Figur 5. Nedfall av $\text{SO}_4\text{-S}$ (öppet fält, grå staplar) och känslighetsindex (ringar) hos epifytiska lavar i 13 PMK-områden 1982-1992. Depositionsvärden för de nuvarande IM-områdena har lagts in som jämförelse (svarta staplar).
Deposition of $\text{SO}_4\text{-S}$ (bulk, grey bars) and sensitivity index of lichens (open dots) at 13 PMK-sites distributed all over Sweden during the period 1982-1992. For comparison, the $\text{SO}_4\text{-S}$ deposition at the new IM-sites are given (black bars).

Skogsskador – först gula barr, sedan utglesning

Kronutglesningen, d. v. s. andelen barr som saknas jämfört med ett idealt, fullbarrat tillstånd, låg i alla tre områdena på omkring 20% hos gran. Denna utglesning anses vara ringa, åtminstone i normalt brukad skog, där träden inte tillåts uppnå hög ålder. Är utglesningen större anses tillväxten påverkas mätbart. I IM-områdena, där träden tillåts stå och åldras och dö, bör större utglesning kunna betraktas som normal. Missfärgning, d. v. s. andel gulnade barr, indikerar också påverkan, troligen främst från torka och svampangrepp.

Under 1997 var utglesningen hos gran liten i Aneboda, men andelen missfärgade barr jämförelsevis stor (Fig. 6). Följande år var förhållandena de omvända. Orsaken var att de gulnade barren från 1997 dött och fallit av vid 1998 års observation. 1998 noterades dessutom i Aneboda angrepp av en skalbaggsart, den svarta björkrullviveln (*Deporaus betulae*), som rullar ihop björkblad, varefter bladen dör och faller till marken. Insekten, som är allmän i hela landet, var extra talrik på många platser 1998 (Riksskogstaxeringen 1999). I Gårdsjöområdet förekom 1998, trots det regniga vädret, flera nya granbarkborreangrepp liksom i sydvästra Sverige i övrigt.

I Gårdsjön noterades relativt stor andel sekundärskott hos granen, något som tyder på mer eller mindre långvarig stress från luftföroreningar.



Figur 6. Kronutglesning och missfärgning hos provträd av gran (95% konfidensintervall inlagda) i IM-områdena.
Defoliation and discolouration of Norway spruce (95% confidence intervals) at the IM sites.

Granbarrens näringsstatus i balans

Kvävehalter omkring och under 1% tyder på att kvävemättnad inte uppstått (NV 1999b). Kvävehalterna i årsbarr på gran (insamlade vintertid) var cirka 1,0% i samtliga fyra IM-områden. Kvävehalterna i bäckvattnet visade att också kväveutlakningen var försumbar. Kväve är det näringsämne som främst bestämmer tillväxten i de svenska skogarna. Ett överskott av kväve utöver vad träden kan tillgodogöra sig för biomassaproduktionen ger upplagring av aminosyran arginin i barren. Vid argininhalter $> 5 \mu\text{mol g}^{-1}$ finns risk för N-utlakning (NV 1999b). Under 1998 överskreds denna gräns i medeltal i Aneboda och Kindla och för enskilda träd även i Gårdsjön och Gammtratten, där värden på 21 resp. 77 (!) $\mu\text{mol g}^{-1}$ noterades. 1997 uppmättes inga så höga värden i Kindla, som var det enda område som provtogs då. Någon förklaring till topparna har inte stått att få.

För övriga näringsämnen kan man referera till optimala kvoter i relation till N (Thelin et al. 1996). Under 1998 låg P/N och Cu/N mycket nära optima i Aneboda, Gårdsjön och Kindla, medan P-statusen i Gammtratten var över optimum. K/N och S/N låg också tämligen nära optima i de fyra områdena, medan Ca, Mg, Mn och Zn var starkt överoptimala (Tabell 13). Några tecken till näringsobalans

p.g.a. kvävemättnad eller förlust av andra ämnen tycks alltså inte finnas. Enligt tidsserier hos Thelin et al. (1996) har K/N och Cu/N minskat tydligt i granar och tallar i Skåne de senaste decennierna och en bristsituation är möjlig.

Tabell 13. Optimala kvoter för olika ämnen i relation till kväve (g g^{-1}) i granbarr (Thelin et al. 1996).

Optimum ratios for different elements in relation to nitrogen (g g^{-1}) in needles of Norway spruce (Thelin et al. 1996).

Näringsämneskvot	Optimal kvot (g g^{-1})
K/N	0,35
P/N	0,1
S/N	0,05
Mg/N	0,04
Ca/N	0,02
Mn/N	0,003
Zn/N	0,0006
Cu/N	0,0002

En jämförelse av halterna i fallförnans barr och levande årsbarr visar att träden effektivt omfördelat och tagit tillbaks de viktigaste näringsämnena N, P och K före förnafallet. Som en följd av atmosfärsdepositionen har tungmetallerna däremot anrikats i olika grad på barren i trädkronorna.

Referenser

- Berg, B. 1986. *Nutrient release from litter and humus in coniferous forestsoils - a mini review.* Scand. J. Forest Research 1, 359-370
- Cronan, C. S. & Grigal, D. F. 1995. *Use of calcium / aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems.* J. Environmental Quality 24:209-226.
- Driscoll, C.T. 1984. *A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic water.* Internat. J. Anal. Chem. 16:267-283.
- EDC, 1993. *Manual for integrated monitoring. Program phase 1993-1996.* National Board of Waters and the Environment, Helsingfors.
- Eriksson, B. 1983. *Data rörande Sveriges nederbördsklimat. Normalvärden för perioden 1951-80.* SMHI Rapport 1983:28
- FEI 1998. *Manual for integrated monitoring.* IM Program Centre, Helsingfors.
www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp_im/manual/index.htm
- Fölster, J. 1999. *Control of runoff chemistry by processes in the near-stream zone,* Licentiate Thesis, Department of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences. Rapport 1999:5
- Hruska, J. Cudlin P., Kram P. och Rauch, O. 1999. *Is the status of mountain Norway spruce forest ecosystem affected by soil water Ca / Al ratio?* Conference on Critical Loads, Copenhagen. Poster presentation.
- Laudon, H. 1999. *Spring flood pH decline in Northern Sweden: Towards an operational model separating natural acidity from anthropogenic acidification.* Licentiate thesis, Dept. Of For. Ecol., SLU, report 49, ISSN 1104-1870.
- Löfgren, S (Ed.). 1999. *Integrerad övervakning av miljötilståndet i svensk skogsmark – IM. Årsrapport 1997.* Naturvårdsverket rapport 5030. English summary.
- NV 1999a. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag.* Naturvårdsverket rapport 4913.
- NV. 1999b. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. - Skogslandskapet.* Naturvårdsverket rapport 4917.
- Penman, H.L. 1948. *Natural evaporation from open water, bare soil and grass.* Proc. R. Soc. Ser. A 193:120-145.
- Riksskogstaxeringen. 1999. www.resgeom.slu.se/prod/projekt/rikstax/Skogsskador.htm
- Taesler, R. 1972. *Klimatdata för sverige.* Statens institut för byggnadsforskning i samarbete med SMHI. K L beckmans tryckerier AB 1972.
- Thelin, G., Rosengren-Brinck, U. & Nihlgård, B. 1996. *Skånska barrskogar i obalans.* Skog & Forskning 3/96, 13-17.
- Warfvinge, P., Jacks, G. & Allard, B. 1999. *Försurningssituationen på Gyllberget – bedömning av vattenkvaliteten i Hyttingsån.* Naturvårdsverket rapport 4943.

Appendix (svenska)

Halter

I tabellbilagan redovisas medel- och medianvärden för halter av olika ämnen i deposition på öppet fält (Bulk deposition), krondropp (Throughfall), markvatten (Soil water), grundvatten (Groundwater) och bäckvatten (Stream water) i Gårdsjön, Aneboda och Kindla under 1998. Mark- och grundvatten insamlas både i inströmningsområden (Recharge area) och utströmningsområden (Discharge area). Statistisk spridning redovisas som CV (Coefficient of Variation) och n visar antalet mättillfällen under året. Antalet analyser överstiger n i markvattnet eftersom 6-9 lysimetrar analyseras vid varje mättillfälle och på varje provtagningsnivå.

Halterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 1:	Halter i luft: SO ₂ , NO ₂ , NH ₃ , O ₃
Appendix 2:	Allmänt: pH, konduktivitet, kisel
Appendix 3:	Kväve: Tot-N, Org-N, NO ₃ -N, NH ₄ -N Fosfor: Tot-P, Res-P, PO ₄ -P Organiskt material: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 4:	Jonbalans – Gårdsjön
Appendix 5:	Jonbalans – Aneboda
Appendix 6:	Jonbalans – Kindla
Appendix 7:	Jonbalans – Gammtratten
Appendix 8:	Metaller: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 9:	Metaller: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

Transporter

Transporter i deposition på öppet fält, krondropp, förnafall (Litterfall) och bäckvatten har beräknats utifrån halter och uppmätta och/eller modellerade vattenflöden i Gårdsjön, Aneboda och Kindla. Förfallet i Aneboda and Kindla 1998 inkluderar alla fraktioner, medan endast barrfraktionerna rapporterades i årsrapporten för 1997.

Transporterna återfinns enligt följande indelning:

Appendix 10:	Näringsämnen: N, P, C
Appendix 11:	Jonflöden: Anjoner och katjoner
Appendix 12:	Metallflöden: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

Biologiska mätningar

Appendix 13:	Nedbrytning av förna (Standardrespiration)
Appendix 14:	Trädvitalitet (barrförlust, missfärgning av barr)
Appendix 15:	Epifytiska lavar på grenar
Appendix 16:	Epifytiska alger på barr och lavar på grenar
Appendix 17:	Biodiversitet i undervegetationen på intensivtytor
Appendix 18:	Kemisk sammansättning på barr och förnafall

Appendix (English)

Concentrations

In the appendix, mean and median values on concentrations of different elements and substances are reported for bulk deposition at opened field, throughfall, soil water, groundwater and stream water in Gårdsjön, Aneboda and Kindla during 1998. Soil water and groundwater were collected both in recharge and discharge areas. Statistical variations are reported as Coefficient of Variation (CV) and n shows the number of samplings occasions during the year. In soil water, the numbers of analyses are much larger than n, since 6-9 lysimeters are sampled at each sampling occasion and at each sampling depth.

The concentrations are found in the following order:

Appendix 1:	Concentrations in air: SO ₂ , NO ₂ , NH ₃ , O ₃
Appendix 2:	General: pH, conductivity, Si
Appendix 3:	Nitrogen: Tot-N, Org-N, NO ₃ -N, NH ₄ -N Phosphorus: Tot-P, Res-P, PO ₄ -P Organic matter: DOC, Abs f 420 nm
Appendix 4:	Ion balances – Gårdsjön
Appendix 5:	Ion balances – Aneboda
Appendix 6:	Ion balances – Kindla
Appendix 7:	Ion balances – Gammtratten
Appendix 8:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd
Appendix 9:	Metals: Hg, Metyl-Hg, Cr, Ni, Co, V, As, B

Fluxes

The fluxes in deposition on open field, throughfall, litterfall and stream water have been calculated from measured concentrations and measured and/or simulated water discharge values in Gårdsjön, Aneboda and Kindla. Litterfall fluxes at Aneboda and Kindla 1998 include all fractions, while only needle fractions were reported in the annual report for 1997.

The fluxes are found in the following order:

Appendix 10:	Nutrients: N, P, C
Appendix 11:	Ions: Anions and cations
Appendix 12:	Metals: Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd

Biological measurements

Appendix 13:	Decomposition in field (litter bags), standardised litter
Appendix 14:	Tree vitality (defoliation, discoloration of needles)
Appendix 15:	Epiphytic lichens on twigs
Appendix 16:	Epiphytic algae on needles and lichens on twigs of spruce
Appendix 17:	Biodiversity in understorey vegetation: intensity plots
Appendix 18:	Chemistry of spruce needles and needles in litterfall

pH	Gårdsjön			Aneboda			Kindlahöjden			Gamtratten		
	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	4,74	4,64	6%	12	4,66	4,61	8%	12	4,70	4,69	7%	12
Throughfall	4,61	4,50	5%	11	4,95	4,94	10%	12	4,89	4,87	7%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm	4,30	4,31	1%	3	4,34	4,40	11%	2	4,33	4,32	5%	4
Soil water, recharge area, B, 40 cm	4,41	4,41	0%	2	4,61	4,59	3%	2	4,62	4,66	3%	4
Soil water, discharge area, 20 cm	4,48	4,48	0%	2	5,08	4,98	6%	2	4,59	4,57	3%	4
Groundwater, recharge area, F1:4	4,69	4,68	1%	4	4,92	4,92	1%	3	5,26	5,21	13%	4
Groundwater, discharge area, F1:5	4,46	4,55	5%	4	5,50	5,51	1%	4	4,56	4,57	2%	4
Stream water	4,20	4,20	2%	21	4,43	4,44	1%	24	4,50	4,50	1%	23
									5,51	5,47	6%	25

Cond ₂₅ (mS m ⁻¹)	Gårdsjön				Aneboda				Kindlahöjden			
	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	2,4	2,3	24%	10	2,2	2,2	42%	12	1,7	1,7	37%	12
Throughfall	7,6	6,0	62%	10	3,1	2,8	50%	12	2,7	2,4	36%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm	12,3	12,3		1	6,9	6,0	44%	2	4,7	4,6	19%	4
Soil water, recharge area, B, 40 cm	13,0	13,0	33%	2	5,5	4,7	46%	2	3,9	3,7	15%	4
Soil water, discharge area, 25 cm	8,4	8,4	11%	2	5,9	5,4	30%	2	3,7	3,7	10%	4
Groundwater, recharge area	6,8	6,9	9%	3	8,2	8,4	0,2	3	4,3	4,3	13%	4
Groundwater, discharge area	7,5	7,4	11%	3	7,7	7,8	0,1	4	4,0	3,9	6%	4
Stream water	8,6	8,6	9%	17	6,6	6,4	10%	24	3,8	3,7	7%	23

Si (mg l ⁻¹)	Gårdsjön			Aneboda			Kindlahöjden						
	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	
Bulk deposition													
Throughfall													
Soil water, recharge area, E, 10 cm					5,1	4,2	49%	2	3,3	3,1	23%	4	
Soil water, recharge area, B, 40 cm					3,5	3,5	26%	2	3,1	3,2	11%	4	
Soil water, recharge area, 25 cm					6,0	5,8	17%	2	3,8	3,6	16%	4	
Groundwater, recharge area					5,1	5,0	26%	3	4,4	4,1	26%	4	
Groundwater, discharge area					8,0	8,1	20%	4	4,6	4,7	10%	4	
Stream water					3,9	4,1	23%	24	2,8	2,9	21%	23	
										3,2	3,3	28%	25

		Gårdsjön				Aneboda				Kindlahöjden				Gammtratten			
		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	Tot-N µg/l	1043	917	55%	12												
Throughfall		1490	1254	53%	12												
Soil water, recharge area, E, 10 cm		1040	1040	90%	2	2093	1870	34%	2	344	269	50%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm		760	760	74%	2	279	221	62%	2	263	240	50%	4				
Soil water, discharge area, 20 cm		450	450	25%	2	764	510	76%	2	307	288	39%	4				
Groundwater, recharge area		31	16	97%	4												
Groundwater, discharge area		294	262	32%	4												
Stream water		290	299	41%	12	663	556	37%	24	243	235	22%	22	328	274	57%	25
Bulk deposition	Org-N µg/l	85	46	105%	12												
Throughfall		408	395	33%	11												
Soil water, recharge area, E, 10 cm		770	770	84%	2	1969	1785	31%	2	330	263	51%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm		860	290	70%	2	238	216	51%	2	236	207	56%	4				
Soil water, discharge area, 20 cm		205	205	31%	2	695	489	74%	2	283	267	38%	4				
Groundwater, recharge area		1	0	173%	3												
Groundwater, discharge area		276	238	35%	4												
Stream water		261	272	45%	12	636	530	39%	24	234	224	22%	22	311	246	59%	25
Bulk deposition	NO ₃ -N µg/l	462	462	39%	12	415	435	34%	12	316	375	52%	12				
Throughfall		731	574	90%	12	193	180	68%	12	157	130	114%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm		103	130	71%	3	13	13	16%	2	4	5	44%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm		90	90	110%	2	3	1	90%	2	18	8	175%	4				
Soil water, discharge area, 20 cm		190	190	22%	2	7	5	72%	2	7	5	107%	4				
Groundwater, recharge area		1	1	0%	4	18	3	150%	3	12	2	167%	4				
Groundwater, discharge area		9	6	111%	4	66	41	107%	4	87	35	127%	4				
Stream water		2	1	109%	12	17	13	84%	24	5,4	4,0	74%	23	11,9	8,0	78%	25
Bulk deposition	NH ₄ -N µg/l	496	410	72%	12	398	330	85%	12	302	265	90%	12				
Throughfall		351	285	49%	11	298	180	224%	12	228	105	148%	12				
Soil water, recharge area, E, 10 cm		283	340	74%	3	144	47	145%	2	9	7	72%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm		95	95	67%	2	46	3	210%	2	8	6	84%	4				
Soil water, discharge area, 20 cm		55	55	13%	2	57	21	168%	2	17	6	154%	4				
Groundwater, recharge area		14	15	17%	3	4	4	104%	3	76	8	187%	4				
Groundwater, discharge area		12	12	67%	3	228	286	68%	4	30	27	92%	4				
Stream water		27	25	52%	12	10	9	33%	24	4	4	36%	23	5	5	32%	25
Bulk deposition	Tot-P µg/l	2	2	56%	8												
Throughfall		6	5	34%	11												
Soil water, recharge area, E, 10 cm		33	20	68%	3												
Soil water, recharge area, B, 40 cm		20	20	0%	2												
Soil water, discharge area, 20 cm		20	20	0%	2												
Groundwater, recharge area		2	1	67%	4												
Groundwater, discharge area		3	4	53%	4												
Stream water		3	3	32%	18	11	9	64%	24	5	4	68%	23	18	9	132%	25
Bulk deposition	Res-P µg/l																
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm																	
Soil water, recharge area, B, 40 cm																	
Soil water, discharge area, 20 cm																	
Groundwater, recharge area																	
Groundwater, discharge area																	
Stream water						9	6	81%	24	4	3	84%	22	16	8	146%	25
Bulk deposition	PO ₄ -P µg/l																
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm																	
Soil water, recharge area, B, 40 cm																	
Soil water, discharge area, 20 cm																	
Groundwater, recharge area						4	3	83%	3	6	5	91%	4				
Groundwater, discharge area						16	16	83%	4	11	13	50%	4				
Stream water						2	2	58%	24	1,2	1,0	33%	23	1,6	1,0	49%	25
Bulk deposition	DOC mg/l	1,3	1,4	36%	10												
Throughfall		9,0	8,6	38%	11												
Soil water, recharge area, E, 10 cm						69,0	69,3	47%	2	14,2	11,2	57%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm						6,5	4,8	96%	2	6,6	4,9	58%	4				
Soil water, discharge area, 20 cm						24,1	23,8	83%	2	11,8	10,6	33%	4				
Groundwater, recharge area		3,2	3,2	9%	4	1,7	1,4	36%	3	2,9	2,8	19%	4				
Groundwater, discharge area		11,7	9,7	51%	4	17,7	14,8	43%	4	11,8	1,6	40%	4				
Stream water		11,3	11,2	49%	12	23,5	20,7	37%	24	7,4	7,4	16%	23	9,6	7,7	40%	25
Bulk deposition	Abs f 420 nm	0,001	0,001	106%	9												
Throughfall		0,034	0,030	40%	11												
Soil water, recharge area, E, 10 cm																	
Soil water, recharge area, B, 40 cm																	
Soil water, discharge area, 20 cm																	
Groundwater, recharge area		0,006	0,007	70%	4												
Groundwater, discharge area		0,090	0,062	86%	4												
Stream water		0,101	0,078	47%	18	0,512	0,398	47%	24	0,079	0,076	23%	23	0,032	0,013	191%	25

* Beräknat från Färg (mg Pt/L)

Gårdsjön	Anions					Cations				
		Mean	Median	CV	n		Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,036	0,037	31%	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,010	0,006	25%	12
Throughfall		0,102	0,086	50%	12		0,049	0,017	85%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,221	0,215	21%	3		0,047	0,049	34%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,339	0,339	47%	2		0,055	0,055	73%	2
Soil water, discharge area, 20 cm		0,172	0,172	2%	2		0,029	0,029	15%	2
Groundwater, recharge area, F1:4		0,208	0,209	8%	4		0,026	0,025	18%	4
Groundwater, discharge area, F1:5		0,160	0,168	39%	4		0,035	0,034	19%	4
Stream water		0,163	0,167	21%	12		0,039	0,038	13%	12
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,051	0,039	70%	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,013	0,008	62%	12
Throughfall		0,312	0,212	84%	12		0,072	0,047	91%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,796	0,826	25%	3		0,165	0,181	21%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,669	0,669	26%	2		0,142	0,142	35%	2
Soil water, discharge area, 20 cm		0,440	0,440	9%	2		0,098	0,098	11%	2
Groundwater, recharge area, F1:4		0,292	0,289	7%	4		0,074	0,076	10%	4
Groundwater, discharge area, F1:5		0,337	0,327	9%	4		0,080	0,077	15%	4
Stream water		0,368	0,355	11%	12		0,087	0,082	21%	12
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,033	0,033	39%	12	Na ⁺ mEq/l	0,049	0,037	73%	12
Throughfall		0,052	0,041	80%	12		0,273	0,212	80%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,007	0,009	71%	3		0,701	0,617	27%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,006	0,006	110%	2		0,725	0,725	47%	2
Soil water, discharge area, 20 cm		0,014	0,014	22%	2		0,412	0,412	14%	2
Groundwater, recharge area, F1:4		0,000	0,000	0%	4		0,360	0,367	7%	4
Groundwater, discharge area, F1:5		0,001	0,000	111%	4		0,381	0,378	7%	4
Stream water		0,000	0,000	109%	12		0,375	0,365	8%	12
Bulk deposition	ΣMA mEq/l	0,120	0,109			K ⁺ mEq/l	0,006	0,004	88%	12
Throughfall		0,466	0,339				0,068	0,065	45%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		1,024	1,050				0,052	0,023	114%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		1,014	1,014				0,023	0,023	70%	2
Soil water, discharge area, 20 cm		0,626	0,626				0,010	0,010	13%	2
Groundwater, recharge area, F1:4		0,500	0,498				0,012	0,012	8%	4
Groundwater, discharge area, F1:5		0,498	0,495				0,009	0,008	18%	4
Stream water		0,531	0,522				0,011	0,011	22%	12
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,042	-0,054			NH ₄ ⁺ mEq/l	0,035	0,029	72%	12
Throughfall		-0,004	0,002				0,025	0,020	49%	11
Soil water, recharge area, E, 10 cm		-0,059	-0,180				0,020	0,024	74%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,069	-0,069				0,007	0,007	67%	2
Soil water, discharge area, 20 cm		-0,077	-0,077				0,004	0,004	13%	2
Groundwater, recharge area, F1:4		-0,028	-0,018				0,001	0,001	67%	3
Groundwater, discharge area, F1:5		0,007	0,002				0,002	0,002	52%	12
Stream water		-0,019	-0,026							
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l					H ⁺ mEq/l	0,018	0,023	6%	12
Throughfall							0,025	0,032	5%	11
Soil water, recharge area, E, 10 cm							0,050	0,049	1%	3
Soil water, recharge area, B, 40 cm							0,039	0,039	0%	2
Soil water, discharge area, 20 cm							0,033	0,033	0%	2
Groundwater, recharge area, F1:4							0,020	0,021	1%	4
Groundwater, discharge area, F1:5							0,035	0,028	5%	4
Stream water							0,063	0,063	2%	21
Bulk deposition	RCOO mEq/l					ΣBC mEq/l	0,078	0,055		
Throughfall							0,462	0,341		
Soil water, recharge area, E, 10 cm							0,965	0,870		
Soil water, recharge area, B, 40 cm							0,945	0,945		
Soil water, discharge area, 20 cm							0,549	0,549		
Groundwater, recharge area, F1:4		0,017	0,017				0,472	0,480		
Groundwater, discharge area, F1:5		0,057	0,048				0,505	0,497		
Stream water		0,052	0,052				0,512	0,496		
Bulk deposition	pKa	4,8	4,8			ΣCA mEq/l	0,131	0,107		
Throughfall		4,7	4,7				0,512	0,393		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,5	4,5				1,035	0,943		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		4,6	4,6				0,991	0,991		
Soil water, discharge area, 20 cm		4,6	4,6				0,586	0,586		
Groundwater, recharge area, F1:4		4,8	4,8				0,492	0,501		
Groundwater, discharge area, F1:5		4,6	4,7				0,541	0,526		
Stream water		4,4	4,4				0,577	0,561		
Bulk deposition	Charge density μEq/mg DOC					ΣMe+ mEq/l				
Throughfall										
Soil water, recharge area, E, 10 cm										
Soil water, recharge area, B, 40 cm										
Soil water, discharge area, 25 cm										
Groundwater, recharge area		5,2	5,2				0,024	0,014		
Groundwater, discharge area		4,9	5,0				0,014	0,018		
Stream water		4,6	4,6				0,006	0,013		

Aneboda	Anions					Cations				
		Mean	Median	CV	n		Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,033	0,031	47%	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,007	0,008	36%	12
Throughfall		0,050	0,053	51%	12		0,026	0,025	43%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,085	0,074	32%	2		0,063	0,046	84%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,247	0,213	49%	2		0,040	0,034	73%	2
Soil water, discharge area, 25 cm		0,136	0,106	85%	2		0,095	0,098	17%	2
Groundwater, recharge area		0,308	0,335	15%	3		0,121	0,117	8%	3
Groundwater, discharge area		0,167	0,167	25%	4		0,191	0,187	8%	4
Stream water		0,174	0,172	36%	24		0,105	0,103	13%	24
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,039	0,019	114%	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,009	0,006	90%	12
Throughfall		0,071	0,059	56%	12		0,023	0,022	47%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,100	0,085	65%	2		0,056	0,053	42%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,113	0,087	67%	2		0,039	0,034	57%	2
Soil water, discharge area, 25 cm		0,250	0,246	18%	2		0,092	0,091	8%	2
Groundwater, recharge area		0,296	0,282	27%	3		0,105	0,101	15%	3
Groundwater, discharge area		0,263	0,265	13%	4		0,160	0,159	9%	4
Stream water		0,195	0,193	8%	24		0,095	0,088	16%	24
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,030	0,031	34%	12	Na ⁺ mEq/l	0,035	0,018	113%	12
Throughfall		0,014	0,013	68%	12		0,053	0,040	59%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,001	0,001	16%	2		0,126	0,131	49%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,000	0,000	90%	2		0,126	0,092	61%	2
Soil water, discharge area, 25 cm		0,001	0,000	72%	2		0,286	0,248	30%	2
Groundwater, recharge area		0,001	0,000	150%	3		0,317	0,342	18%	3
Groundwater, discharge area		0,005	0,003	107%	4		0,254	0,258	4%	4
Stream water		0,001	0,001	84%	24		0,216	0,214	5%	24
Bulk deposition	ΣMA mEq/l	0,102	0,082			K ⁺ mEq/l	0,003	0,002	179%	12
Throughfall		0,135	0,124				0,058	0,046	68%	12
Soil water, recharge area, E		0,186	0,160				0,020	0,014	71%	2
Soil water, recharge area, B		0,360	0,300				0,023	0,020	55%	2
Soil water, discharge area, 25 cm		0,387	0,352				0,009	0,007	46%	2
Groundwater, recharge area		0,605	0,617		3		0,014	0,014	11%	3
Groundwater, discharge area		0,435	0,435		4		0,020	0,016	43%	4
Stream water		0,370	0,366				0,009	0,010	42%	24
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,047	-0,048			NH ₄ ⁺ mEq/l	0,029	0,024	85%	12
Throughfall		0,025	0,009				0,021	0,013	224%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,079	0,084				0,010	0,003	145%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,132	-0,120				0,003	0,000	210%	2
Soil water, discharge area, 25 cm		0,095	0,092				0,004	0,002	168%	2
Groundwater, recharge area		-0,048	-0,043				0,000	0,000	104%	3
Groundwater, discharge area		0,190	0,185				0,016	0,020	68%	4
Stream water		0,055	0,047				0,001	0,001	33%	24
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l					H ⁺ mEq/l	0,022	0,025	8%	12
Throughfall							0,011	0,011	10%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		-0,283	-0,264	83%	2		0,046	0,040	11%	2
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,131	0,087	67%	2		0,025	0,026	3%	2
Soil water, discharge area, 25 cm		-0,018	-0,026	202%	2		0,008	0,010	6%	2
Groundwater, recharge area		-0,030	-0,023	114%	3		0,012	0,012	1%	3
Groundwater, discharge area		0,154	0,152	17%	4		0,003	0,003	1%	4
Stream water		-0,103333	-0,095	-27%	24		0,037	0,037	1%	24
Bulk deposition	RCOO ⁻ mEq/l					ΣBC mEq/l	0,055	0,034		
Throughfall							0,159	0,132		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,327	0,333				0,265	0,244		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,033	0,024				0,228	0,180		
Soil water, discharge area, 25 cm		0,145	0,138				0,482	0,444		
Groundwater, recharge area		0,010	0,008				0,557	0,574		
Groundwater, discharge area		0,128	0,107				0,625	0,620		
Stream water		0,114	0,100				0,425	0,413		
Bulk deposition	pKa	4,8	4,7			ΣCA mEq/l	0,105	0,082		
Throughfall		5,0	5,0				0,192	0,157		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,5	4,6				0,321	0,287		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		4,7	4,7				0,256	0,206		
Soil water, discharge area, 25 cm		5,1	5,0				0,494	0,456		
Groundwater, recharge area		5,0	5,0				0,569	0,586		
Groundwater, discharge area		5,3	5,3				0,644	0,643		
Stream water		4,6	4,6				0,463	0,450		
Bulk deposition	Charge density μEq/mg DOC					ΣMe ⁺ mEq/l				
Throughfall										
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,74	4,800				0,192	0,206		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		5,07	5,043				0,268	0,206		
Soil water, discharge area, 25 cm		6,02	5,781				0,038	0,033		
Groundwater, recharge area		5,6	5,6				0,045	0,039		
Groundwater, discharge area		7,2	7,3				0,073	0,051		
Stream water		4,8	4,8				0,021	0,015		

Kindlahöjden	Anions					Cations				
		Mean	Median	CV	n		Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,028	0,026	56%	12	Ca ²⁺ mEq/l	0,008	0,008	86%	12
Throughfall		0,051	0,050	66%	12		0,028	0,031	67%	12
Soil water, recharge area, E		0,160	0,157	33%	4		0,013	0,014	26%	4
Soil water, recharge area, B		0,172	0,171	12%	4		0,016	0,016	20%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,137	0,147	23%	4		0,030	0,030	25%	4
Groundwater, recharge area		0,194	0,193	7%	4		0,118	0,118	101%	4
Groundwater, discharge area		0,149	0,148	16%	4		0,061	0,059	29%	4
Stream water		0,147	0,144	12%	23		0,034	0,034	9%	23
Bulk deposition	Cl ⁻ mEq/l	0,016	0,010	91%	12	Mg ²⁺ mEq/l	0,004	0,005	65%	12
Throughfall		0,037	0,035	39%	12		0,015	0,016	70%	12
Soil water, recharge area, E		0,057	0,050	41%	4		0,020	0,019	17%	4
Soil water, recharge area, B		0,058	0,058	30%	4		0,019	0,019	12%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,051	0,048	19%	4		0,026	0,026	13%	4
Groundwater, recharge area		0,053	0,052	15%	4		0,019	0,019	11%	4
Groundwater, discharge area		0,053	0,053	5%	4		0,034	0,033	9%	4
Stream water		0,051	0,050	10%	23		0,027	0,027	9%	23
Bulk deposition	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,023	0,027	52%	12	Na ⁺ mEq/l	0,015	0,011	95%	12
Throughfall		0,011	0,009	114%	12		0,028	0,029	40%	12
Soil water, recharge area, E		0,000	0,000	44%	4		0,094	0,094	19%	4
Soil water, recharge area, B		0,001	0,001	15%	4		0,087	0,087	11%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,000	0,000	107%	4		0,092	0,092	7%	4
Groundwater, recharge area		0,000	0,000	167%	4		0,088	0,088	9%	4
Groundwater, discharge area		0,006	0,003	127%	4		0,099	0,098	4%	4
Stream water		0,000	0,000	74%	23		0,089	0,088	3%	23
Bulk deposition	ΣMA mEq/l	0,066	0,063			K ⁺ mEq/l	0,002	0,003	61%	12
Throughfall		0,099	0,094				0,070	0,063	46%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,217	0,207				0,006	0,005	44%	4
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,231	0,230				0,006	0,006	24%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		0,188	0,195				0,001	0,005	19%	4
Groundwater, recharge area		0,247	0,245				0,007	0,007	26%	4
Groundwater, discharge area		0,208	0,204				0,010	0,009	52%	4
Stream water		0,198	0,194				0,004	0,003	22%	23
Bulk deposition	ANC mEq/l	-0,036	-0,037			NH ₄ ⁺ mEq/l	0,022	0,019	90%	12
Throughfall		0,042	0,045				0,016	0,008	148%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		-0,084	-0,075				0,001	0,000	72%	4
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,103	-0,102				0,001	0,000	84%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		-0,040	-0,042				0,000	0,000	154%	4
Groundwater, recharge area		-0,015	-0,013				0,006	0,001	187%	4
Groundwater, discharge area		-0,004	-0,004				0,002	0,002	92%	4
Stream water		-0,045	-0,042				0,000	0,000	36%	23
Bulk deposition	Alk/Ac mEq/l					H ⁺ mEq/l	0,020	0,020	7%	12
Throughfall							0,013	0,013	7%	12
Soil water, recharge area, E, 10 cm		-0,146	-0,132	28%	4		0,047	0,048	5%	4
Soil water, recharge area, B, 40 cm		-0,120	-0,113	21%	0		0,024	0,022	3%	4
Soil water, discharge area, 25 cm		-0,077	-0,073	26%	4		0,026	0,027	3%	4
Groundwater, recharge area		-0,005	-0,014	101%	4		0,005	0,006	13%	4
Groundwater, discharge area		-0,086	-0,086	287%	4		0,028	0,027	2%	4
Stream water							0,031	0,032	1%	23
Bulk deposition	RCOO mEq/l					ΣBC mEq/l	0,030	0,026		
Throughfall							0,140	0,140		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,067	0,053				0,133	0,132		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,034	0,025				0,128	0,128		
Soil water, discharge area, 25 cm		0,060	0,053				0,149	0,153		
Groundwater, recharge area		0,019	0,018				0,232	0,232		
Groundwater, discharge area		0,059	0,008				0,204	0,199		
Stream water		0,036	0,036				0,153	0,152		
Bulk deposition	pKa	4,8	4,8			ΣCA mEq/l	0,071	0,065		
Throughfall		5,0	4,9				0,169	0,160		
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,5	4,5				0,181	0,180		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		4,8	4,8				0,153	0,150		
Soil water, discharge area, 25 cm		4,7	4,7				0,174	0,180		
Groundwater, recharge area		5,2	5,2				0,243	0,239		
Groundwater, discharge area		4,7	4,7				0,234	0,228		
Stream water		4,7	4,7				0,184	0,184		
Bulk deposition	Charge density μEq/mg DOC					ΣMe+ mEq/l				
Throughfall										
Soil water, recharge area, E, 10 cm		4,73	4,720				0,103	0,080		
Soil water, recharge area, B, 40 cm		5,09	5,152				0,112	0,105		
Soil water, discharge area, 25 cm		5,04	5,014				0,073	0,068		
Groundwater, recharge area		6,5	6,4				0,023	0,024		
Groundwater, discharge area		5,0	5,0				0,034	-0,016		
Stream water		4,9	4,9				0,050	0,047		

Gammtratten	Anions					Cations				
		Mean	Median	CV	n		Mean	Median	CV	n
Stream water	SO ₄ ²⁻ mEq/l	0,050	0,051	20%	25	Ca ²⁺ mEq/l	0,062	0,062	20%	25
Stream water	Cl ⁻ mEq/l	0,023	0,023	20%	25	Mg ²⁺ mEq/l	0,025	0,023	23%	25
Stream water	NO ₃ ⁻ mEq/l	0,001	0,001	78%	25	Na ⁺ mEq/l	0,059	0,056	26%	25
Stream water	ΣMA mEq/l	0,074	0,075			K ⁺ mEq/l	0,007	0,005	133%	25
Stream water	ANC mEq/l	0,079	0,071			NH ₄ ⁺ mEq/l	0,000	0,000	32%	25
Stream water	Alk/Ac mEq/l	0,015	0,006	207%	25	H ⁺ mEq/l	0,003	0,003	6%	25
Stream water	RCOO ⁻ mEq/l	0,070	0,055			ΣBC mEq/l	0,153	0,146		
Stream water	pKa	5,3	5,3			ΣCA mEq/l	0,156	0,150		
Stream water	Charge density	7,3	7,1			ΣMe ⁺ mEq/l	0,002	-0,014		

		Gårdsjön				Aneboda				Kindalahöjden				Gammtratten			
		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Bulk deposition	Al mg/l (Acid sol.)																
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm		2,04	2,23	20%	3	1,18	1,16	45%	2	1,20	1,37	37%	2				
Soil water, recharge area, B, 40 cm		2,53	2,53	28%	2	1,18	1,23	51%	2	1,34	1,32	9%	4				
Soil water, discharge area, 20 cm		1,07	1,07	23%	2	0,70	0,75	34%	2	1,06	1,08	22%	2				
Groundwater, recharge area		0,77	0,77	3%	3	1,04	1,18	35%	3	1,15	1,17	6%	4				
Groundwater, discharge area		1,26	1,26	5%	3	0,62	0,66	47%	4	0,68	0,58	45%	4				
Stream water		0,78	0,84	27%	16	0,45	0,38	29%	13	0,80	0,81	8%	23	0,28	0,30	25%	17
Bulk deposition	Fe mg/l																
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,10	0,10	3%	3	0,46	0,44	59%	2	0,06	0,04	110%	1				
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,06	0,06	43%	2	0,01	0,01	78%	2	0,02	0,01	89%	4				
Soil water, discharge area, 20 cm		0,02	0,02	0%	2	2,10	1,23	112%	2	0,13	0,06	135%	1				
Groundwater, recharge area		0,01	0,01	0%	3	0,10	0,01	151%	3	0,03	0,03	16%	4				
Groundwater, discharge area		0,40	0,19	104%	3	5,01	4,63	53%	4	6,04	6,60	49%	4				
Stream water		0,29	0,26	54%	17	1,14	0,82	60%	24	0,24	0,23	33%	23	0,39	0,41	25%	17
Bulk deposition	Mn mg/l	0,002	0,002	46%	12					0,255	0,206	96%	12				
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm		0,014	0,015	50%	3	0,123	0,106	60%	2	0,014	0,013	76%	1				
Soil water, recharge area, B, 40 cm		0,035	0,035	109%	2	0,108	0,114	46%	2	0,015	0,016	32%	4				
Soil water, discharge area, 20 cm		0,020	0,020	10%	2	0,035	0,035	23%	2	0,023	0,023	17%	1				
Groundwater, recharge area		0,020	0,020	38%	3	0,111	0,104	56%	3	0,015	0,016	15%	4				
Groundwater, discharge area		0,001	0,001	40%	4	0,083	0,085	13%	4	0,077	0,077	7%	4				
Stream water		0,017	0,017	8%	12	0,034	0,036	25%	24	0,052	0,048	21%	23	0,016	0,015	36%	17
Bulk deposition	Cu µg/l	2,2	1,9	124%	12					2,2	2,0	203%	12				
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm						0,6	0,4	83%	2	0,5	0,2	150%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm																	
Soil water, discharge area, 20 cm						3,9	3,5	32%	3	2,8	1,2	124%	4				
Groundwater, recharge area						2,5	1,6	1%	4	2,4	2,4	15%	4				
Groundwater, discharge area						0,8	0,5	132%	24	0,2	0,2	20%	23	0,7	0,3	227%	17
Stream water																	
Bulk deposition	Pb µg/l	1,6	1,450	52%	12					2,2	2,5	46%	12				
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm						0,8	0,4	111%	2	0,4	0,3	130%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm																	
Soil water, discharge area, 20 cm																	
Groundwater, recharge area						0,3	0,3	48%	3	0,2	0,2	69%	4				
Groundwater, discharge area						0,8	0,5	96%	4	2,5	0,6	166%	4				
Stream water						1,1	0,9	41%	24	0,4	0,4	16%	23	0,2	0,2	43%	17
Bulk deposition	Zn µg/l	13	10	66%	12					29	23	78%	12				
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm						49	24	69%	2	12	11	35%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm																	
Soil water, discharge area, 20 cm						57	47	37%	3	42	24	97%	4				
Groundwater, recharge area						24	28	41%	4	51	25	116%	4				
Groundwater, discharge area																	
Stream water						5	3	96%	24	10	10	8%	23	3	3	48%	17
Bulk deposition	Cd µg/l	0,041	0,034	59%	12					0,071	0,064	64%	12				
Throughfall																	
Soil water, recharge area, E, 10 cm						0,240	0,170	110%	2	0,110	0,100	33%	4				
Soil water, recharge area, B, 40 cm																	
Soil water, discharge area, 20 cm						0,073	0,074	37%	3	0,083	0,080	36%	4				
Groundwater, recharge area						0,020	0,015	71%	4	0,013	0,009	67%	4				
Groundwater, discharge area																	
Stream water						0,035	0,027	72%	24	0,097	0,097	13%	23	0,015	0,014	31%	17

[illegible]

Gårdsjön	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)							
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Res-P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	5,6	5,7		11,3			0,003	2
Throughfall	5,2	3,2	0,6	9,0			0,005	8
Litterfall				25,4			1,520	1075
Stream water	0,2	0,0	1,8	2,0			0,005	84

Aneboda	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)							
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Res-P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	4,1	4,2						
Throughfall	1,9	1,2						
Litterfall				25,0			2,40	1461
Stream water	0,0	0,1	2,7	2,8	0,010	0,039	0,049	94

Kindlahöjden	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)							
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Res-P	Tot-P	TOC
Bulk deposition	2,7	2,8						
Throughfall	1,3	0,9						
Litterfall				12,0			0,88	824
Stream water	0,0	0,0	1,2	1,2	0,006	0,022	0,027	39

Gammtratten	Nitrogen, phosphorus & organic carbon fluxes (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)							
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Org-N	Tot-N	PO ₄ -P	Res-P	Tot-P	TOC
Bulk deposition								
Throughfall								
Litterfall								
Stream water								

Gårdsjön	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HOC ₃ ⁻	(ANC)	AD	Sum(-)
Bulk deposition	37	72	40	0			150
Throughfall	52	229	37	0			318
Litterfall	17						
Stream water	113	259	0,1	0,0			371

Gårdsjön	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)
Bulk deposition	14	7	68	6	40	32	168
Throughfall	35	23	201	55	23	21	358
Litterfall	61	23	3	13			100
Stream water	27	63	260	8	1	45	404

Aneboda	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HOC ₃ ⁻	(ANC)	AD	Sum(-)
Bulk deposition	34	40	30				104
Throughfall	32	45	9				85
Litterfall	16						
Stream water	74	78	1				153 189

Aneboda	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)
Bulk deposition	8	9	36	3	29	27	112
Throughfall	16	14	33	37	13	9	123
Litterfall	127	22	2	13			
Stream water	43	39	88	4	0,3	15	190

Kindlahöjden	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HOC ₃ ⁻	(ANC)	AD	Sum(-)
Bulk deposition	25	14	20				59
Throughfall	28	20	6				55
Litterfall	8						8
Stream water	75	26	0,2				114

Kindlahöjden	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)
Bulk deposition	7	4	14	2	19	19	65
Throughfall	16	8	15	39	9	7	94
Litterfall	42	9	0,4	5			56
Stream water	17	13	46	2	0,1	17	95

Gammtratten	Anion fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HOC ₃ ⁻	(ANC)	AD	Sum(-)
Bulk deposition							0
Throughfall							0
Litterfall							0
Stream water							0

Gammtratten	Cation fluxes (mEq m ⁻² y ⁻¹)						
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	H ⁺	Sum(+)
Bulk deposition							0
Throughfall							0
Litterfall							0
Stream water							0

Gårdsjön	Metal fluxes ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition			2	1,7	1,2	10,3	0
Throughfall			35				
Litterfall	48	36	117	1,3		25,0	79
Stream water	591	187	10				

Aneboda	Metal fluxes ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition							
Throughfall							
Litterfall	42	29	462	1,2	1,4	19,8	0,06
Stream water	146	432	15	0,4	0,4	2,2	0,02

Kindlahöjden	Metal fluxes ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition							
Throughfall			144	1,2	1,2	16,7	0,04
Litterfall	27	13	161	0,4	1,0	8,9	0,02
Stream water	428	115	27	0,1	0,2	5,0	0,05

Gammtratten	Metal fluxes ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Al	Fe	Mn	Cu	Pb	Zn	Cd
Bulk deposition							
Throughfall							
Litterfall							
Stream water							

Gårdsjön	Metal fluxes ($\mu\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition	11	0	65	172	12	396	106
Throughfall	15,4	0,06					
Litterfall	22	0,41					
Stream water	3,32	0,01					

Aneboda	Metal fluxes ($\mu\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition							
Throughfall							
Litterfall	24						
Stream water							

Kindlahöjden	Metal fluxes ($\mu\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition							
Throughfall	12,4	0,10	93	323	34	368	100
Litterfall	12,0						
Stream water	0,001	0,000	0,071	0,162		0,127	0,065

Gammtratten	Metal fluxes ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)						
	Hg	Metyl-Hg	Cr	Ni	Co	V	As
Bulk deposition							
Throughfall							
Litterfall							
Stream water							

Decomposition in field (litter bags), standardized litter

Sampling place	Gårdsjön*			Aneboda			Kindlahöjden**		
Sampling date	971008			971112			971001		
Incubation period	1 yr	2 yr	3 yr	1 yr	2 yr	3 yr	1 yr	2 yr	3 yr
<i>Decomposition ratio 1997 (weight loss in % of original weight)</i>									
Mean	32,8	57,1	69,7	34,0	58,0	73,0	26,9	48,0	69,3
median	32,7	55,4	72,6	33,0	57,1	75,3	27,0	49,0	71,1
n	18	18	15	19	19	18	18	18	18
<i>Decomposition ratio 1998 (weight loss in % of original weight)</i>									
Mean	40,6	65,2	69,9	38,7	64,8	77,0	36,4	59,5	75,3
median	41,5	62,2	68,9	37,8	70,8	77,3	37,1	60,4	75,0
n	18	18	18	19	17	17	18	18	18

Tree vitality

	1997				1998			
	mean	median	CV	n	mean	median	CV	n
Gårdsjön								
defoliation, Norway spruce %	20,0	20	52	66	22,8	24	67	46
defoliation, Scots pine %	28,1	28	28	24	22,2	15	64	5
discolouration, Norway spruce %	1,4	0	218	66	2,7	0	152	46
discolouration, Scots pine %	0,6	0	270	24	2,0	0	137	5

	1997				1998			
	mean	median	CV	n	mean	median	CV	n
Aneboda								
defoliation, Norway spruce %	16,0	10	83	102	21,8	17	83	105
defoliation, Scots pine %	–	–	–	–	–	–	–	–
discolouration, Norway spruce %	11,6	5	122	102	4,2	5	131	105
discolouration, Scots pine %	–	–	–	–	–	–	–	–

	1997				1998			
	mean	median	CV	n	mean	median	CV	n
Kindlahöjden								
defoliation, Norway spruce %	–	–	–	–	25,6	24	62	101
defoliation, Scots pine %	–	–	–	–	–	–	–	–
discolouration, Norway spruce %	–	–	–	–	0,6	0	844	101
discolouration, Scots pine %	–	–	–	–	–	–	–	–

	1997				1998			
	mean	median	CV	n	mean	median	CV	n
Gammtratten								
defoliation, Norway spruce %	–	–	–	–	–	–	–	–
defoliation, Scots pine %	–	–	–	–	–	–	–	–
discolouration, Norway spruce %	–	–	–	–	–	–	–	–
discolouration, Scots pine %	–	–	–	–	–	–	–	–

Epiphytic lichens on tree trunks

Data collected from four circular plots with five trees each. All tree species could be represented.

Point frequency in a grid with 400 points.

Sensitivity index: Sum of relative point freq. x indicator value per lichen species for each tree.

List: B4—vascular plants, L2—lichens.

Gårdsjön 1996	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n trees
n:o of lichen species total	—	—	30	—	—	—	20
n:o of lichens per tree	BETU PUB	B4	7,00	—	—	—	1
n:o of lichens per tree	PICE ABI	B4	5,71	6,00	24,15	—	7
n:o of lichens per tree	PINU SYL	B4	7,91	9,00	31,20	—	11
n:o of lichens per tree	QUER ROB	B4	9,00	—	—	—	1
n:o of lichens per tree	all tree spp	—	7,15	6,50	31,53	—	20
point freq. dominant 1, %	LEP INCA	12	17,75	—	—	—	18
point freq. dominant 2, %	HYP PHYS	12	11,06	—	—	—	19
point freq. dominant 3, %	CLA CONR	12	10,17	—	—	—	12
Sensitivity index per tree	BETU PUB	B4	2,39	—	—	7	1
Sensitivity index per tree	PICE ABI	B4	1,85	1,49	53,22	17	7
Sensitivity index per tree	PINU SYL	B4	2,22	2,16	30,85	21	11
Sensitivity index per tree	QUER ROB	B4	2,38	—	—	9	1
Sensitivity index per tree	all tree spp	—	2,11	1,95	36,55	30	20

Aneboda 1997	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n trees
number of lichen species total	—	—	29	—	—	—	20
n:o lichens per tree	PICE ABI	B4	8,84	9	43	—	19
n:o lichens per tree	PINU SYL	B4	13,00	—	—	—	1
n:o lichens per tree	all tree spp	—	9,05	10	42,49	—	20
point freq. dominant 1, %	LEC ABIE	12	40,74	—	—	—	18
point freq. dominant 2, %	LEP INCA	12	38,38	—	—	—	20
point freq. dominant 3, %	HYP PHYS	12	6,78	—	—	—	16
Sensitivity index per tree	PICE ABI	B4	3,91	3,91	39,97	29	19
Sensitivity index per tree	PINU SYL	B4	1,09	—	—	13	1
Sensitivity index per tree	all tree spp	—	3,77	3,90	43,69	29	20

Kindla 1998	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n trees
n:o of lichen species total	—	—	31	—	—	—	20
n:o of lichens per tree	BETU PUB	B4	10,20	11,00	25,91	—	5
n:o of lichens per tree	PICE ABI	B4	8,23	8,00	32,19	—	13
n:o of lichens per tree	PINU SYL	B4	9,00	9,00	32,14	—	2
n:o of lichens per tree	all tree spp	—	8,80	9,00	30,76	—	20
point freq. dominant 1, %	HYP PHYS	12	26,11	—	—	—	20
point freq. dominant 2, %	LEP INCA	12	22,58	—	—	—	20
point freq. dominant 3, %	PLA GLAU	12	6,23	—	—	—	10
Sensitivity index per tree	BETU PUB	B4	1,96	2,22	29,82	25	5
Sensitivity index per tree	PICE ABI	B4	1,57	1,50	11,62	20	13
Sensitivity index per tree	PINU SYL	B4	1,51	1,51	12,18	13	2
Sensitivity index per tree	all tree spp	—	1,96	2,22	29,82	31	20

Algae on needles and lichens on twigs of spruce

	1997				1998			
Gårdsjön	mean	median	CV	n	mean	median	CV	n
Algae								
thickness, 3-degree scale	1,9	2,0	6,9	20	1,7	1,7	19,0	20,0
colonization time, years	4,6	4,7	12,4	20	3,2	3,0	48,3	20,0
n:o whorls with 5-50% needles	–	–	–	–	5,8	5,9	37,7	20,0
n:o whorls with >50% needles	10,9	11,0	19,3	20	10,7	10,2	26,4	20,0
Lichens								
amount	1,5	1,5	24,5	20	1,7	2,0	28,9	20,0
colonization rate, years	6,2	6,3	20,0	20	4,8	4,5	47,0	20,0

	1997				1998			
Aneboda	mean	median	CV	n	mean	median	CV	n
Algae								
thickness, 3-degree scale	1,9	2,0	17,7	20	1,9	2,0	13,8	20,0
colonization time, years	3,1	2,7	26,5	19	2,2	2,2	11,5	20,0
n:o whorls with 5-50% needles	–	–	–	–	–	–	–	–
n:o whorls with >50% needles	8,8	8,3	18,7	19	8,0	8,0	17,4	19,0
Lichens								
amount	2,3	2,0	16,8	19	1,6	1,7	29,2	20,0
colonization rate, years	4,1	3,9	24,9	20	3,7	3,7	23,8	20,0

	1997				1998			
Kindlahöjden	mean	median	CV	n	mean	median	CV	n
Algae								
thickness, 3-degree scale	1,6	2,0	46,1	20	1,9	2,0	39,7	20,0
colonization time, years	4,4	4,7	50,4	20	4,1	3,7	29,0	20,0
n:o whorls with 5-50% needles	–	–	–	–	1,7	1,5	40,8	20,0
n:o whorls with >50% needles	9,5	9,7	14,6	20	9,0	9,2	13,9	20,0
Lichens								
amount	1,6	1,7	21,0	20	1,7	1,7	17,4	20,0
colonization rate, years	6,9	7,0	26,5	20	5,4	4,9	29,3	20,0

Understorey vegetation: intensive plot

List: B4—vascular plants, M2—mosses, L2—lichens.

Species diversity index: Shannon-Wiener (H')

N- and R-indices based on Ellenberg original indicator values established in Central Europe.

Gårdsjön 1998	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n plots
number of species total	—	—	29	—	—	—	32
cover field layer, %	—	—	9	4	147,57	12	32
cover bottom layer, %	—	—	21	14,5	95,38	17	32
cover dominant 1, %	Pleurozium schreberi	M2	6	3	130,42	—	32
cover dominant 2, %	Dicranum majus	M2	6	1	243,59	—	32
cover dominant 3, %	Plagiothecium undulatum	M2	4	1	300,67	—	32
plot frequency dominant 1, %	Pleurozium schreberi	M2	81	—	—	—	32
plot frequency dominant 2, %	Dicranum majus	M2	50	—	—	—	32
plot frequency dominant 3, %	Plagiothecium undulatum	M2	59	—	—	—	32
species diversity index (H')	—	—	1,82	1,955	39,55	29	32
sensitivity index of N (N)	—	—	2,91	3	6,26	9	32
sensitivity index of pH (R)	—	—	2,52	2,49	22,08	24	32

Aneboda 1998	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n plots
number of species total	—	—	24	—	—	—	32
cover field layer, %	—	—	1	1	110,25	2	32
cover bottom layer, %	—	—	81	85	15,01	22	32
cover dominant 1, %	Dicranum majus	M2	59	65	43,65	—	32
cover dominant 2, %	Pleurozium schreberi	M2	12	3	171,67	—	32
cover dominant 3, %	Dicranum fuscescens	M2	2	0	252,93	—	32
plot frequency dominant 1, %	Dicranum majus	M2	100	—	—	—	32
plot frequency dominant 2, %	Pleurozium schreberi	M2	97	—	—	—	32
plot frequency dominant 3, %	Dicranum fuscescens	M2	31	—	—	—	32
species diversity index (H')	—	—	0,93	0,84	60,99	24	32
sensitivity index of N (N)	—	—	—	—	—	3	32
sensitivity index of pH (R)	—	—	2,90	3,00	13,00	22	32

Kindlahöjden 1998	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n plots
number of species total	—	—	24	—	—	—	32
cover field layer, %	—	—	2	1	124,74	7	32
cover bottom layer, %	—	—	56	57,5	49,46	17	32
cover dominant 1, %	Dicranum majus	M2	47	50	71,09	—	32
cover dominant 2, %	Sphagnum girgensohnii	M2	7	0	241,39	—	32
cover dominant 3, %	Pleurozium schreberi	M2	2	1	150,38	—	32
plot frequency dominant 1, %	Dicranum majus	M2	100	—	—	—	32
plot frequency dominant 2, %	Sphagnum girgensohnii	M2	31	—	—	—	32
plot frequency dominant 3, %	Pleurozium schreberi	M2	94	—	—	—	32
species diversity index (H')	—	—	0,93	0,782	80,30	24	32
sensitivity index of N (N)	—	—	2,36	3	49,77	5	32
sensitivity index of pH (R)	—	—	2,65	2,90	20,18	21	32

Gammtratten 1998	species	list	mean/val.	median	CV	n spec.	n plots
number of species total							
cover field layer, %							
cover bottom layer, %							
cover dominant 1, %							
cover dominant 2, %							
cover dominant 3, %							
plot frequency dominant 1, %							
plot frequency dominant 2, %							
plot frequency dominant 3, %							
species diversity index (H')							
sensitivity index of N (N)							
sensitivity index of pH (R)							

Chemistry of spruce needles and needles in litterfall

Samples are taken in February-March at roughly same positions, but generally not same trees.

Data on chemistry other than arginine will probably be available in November 1999.

Gårdsjön 1998		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Ca	µg/g dw	3765			2	5975			2				
Mg	µg/g dw	1170			2	1158			2				
Na	µg/g dw	37			2	85			2				
K	µg/g dw	5010			2	4270			2				
P	µg/g dw	1011			2	802			2				
N	%	0,98			2	0,92			2				
C	%	46,7			2	47,2			2				
S	mg/g dw	0,65			2	0,66			2				
C/N		47,6			2	51,3			2				
Cu	µg/g dw	2,4			2	2,2			2				
Pb	µg/g dw	<0,3			2	<0,5			2				
Zn	µg/g dw	35,5			2	41,0			2				
Cd	µg/g dw	<0,03			2	<0,03			2				
Metyl-Hg					2				2				
Hg	µg/g dw	0,01			2	0,02			2				
Mn	µg/g dw	553			2	664			2				
Al	µg/g dw	46			2	83			2				
Fe	µg/g dw	24			2	31			2				
Arginin	µmol/g dw	2,36	0,51	163	9								

Obs! Remarkably high value of arginine: max. 12.

Aneboda 1998		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Ca	µg/g dw	3840			2	4935			2	7723	7570	8	1
Mg	µg/g dw	1081			2	881			2	708	691	10	1
Na	µg/g dw	21			2	35			2	137	143	19	1
K	µg/g dw	4575			2	4225			2	1433	1410	6	1
P	µg/g dw	1180			2	975			2	554	541	13	1
N	%	1,00			2	0,92			2	0,58	0,57	4	1
C	%	46,5			2	46,6			2	45,8	45,8	1	1
S	mg/g dw	0,64			2	0,66			2	0,66	0,66	2	1
C/N		46,7			2	50,7			2	79,5	80,4	3	1
Cu	µg/g dw	2,4			2	2,0			2	1,7	1,6	7	1
Pb	µg/g dw	<0,3			2	<0,5			2	1,5	1,4	9	1
Zn	µg/g dw	29,5			2	26,0			2	40	39	12	1
Cd	µg/g dw	0,05			2	0,05			2	0,08	0,07	22	1
Metyl-Hg					2				2				
Hg	µg/g dw	0,02			2	0,02			2	0,05	0,051	4	1
Mn	µg/g dw	941			2	1096			2	1547	1580	9	1
Al	µg/g dw	44			2	74			2	117	118	13	1
Fe	µg/g dw	24			2	35			2	44	44	2	1
Arginin	µmol/g dw	5,65	1,30	131	10								

Obs! Remarkably high values of arginine: Max. 21

Kindla 1998		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Ca	µg/g dw	2605			2	3430			2	4333	4350	2	1
Mg	µg/g dw	1130			2	931			2	542	538	3	1
Na	µg/g dw	20			2	42			2	69	71	8	1
K	µg/g dw	4290			2	3910			2	1397	1360	9	1
P	µg/g dw	1055			2	824			2	345	347	2	1
N	%	1,01			2	0,85			2	0,47	0,47	4	1
C	%	47,4			2	47,4			2	46,6	46,8	2	1
S	mg/g dw	0,65			2	0,63			2	0,62	0,61	3	1
C/N		47,0			2	56,0			2	99,0	97,5	5	1
Cu	µg/g dw	2,2			2	2,5			2	1,5	1,5	4	1
Pb	µg/g dw	<0,3			2	<0,6			2	1,5	1,6	16	1
Zn	µg/g dw	28,0			2	27,5			2	36,7	36,0	11	1
Cd	µg/g dw	<0,03			2	<0,03			2	0,06	0,05	64	1
Metyl-Hg					2				2				
Hg	µg/g dw	0,02			2	0,02			2	0,05	0,05	3	1
Mn	µg/g dw	792			2	823			2	1040	1060	3	1
Al	µg/g dw	44			2	64			2	146	143	12	1
Fe	µg/g dw	24			2	26			2	41	41	4	1
Arginin	µmol/g dw	8,05	0,91	283	11								

Obs! One extreme value of arginine: Max. 77!

Gammtratten 1998		Current needles				Current needles +1				Needles in litterfall			
Element		Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n	Mean	Median	CV	n
Ca	µg/g dw	2985			2	4895			2				
Mg	µg/g dw	1105			2	881			2				
Na	µg/g dw	28			2	65			2				
K	µg/g dw	5305			2	4630			2				
P	µg/g dw	1495			2	1135			2				
N	%	1,01			2	0,83			2				
C	%	46,9			2	47,5			2				
S	mg/g dw	0,76			2	0,68			2				
C/N		46,4			2	57,2			2				
Cu	µg/g dw	2,4			2	5,9			2				
Pb	µg/g dw	<0,3			2	<0,3			2				
Zn	µg/g dw	31,0			2	30,0			2				
Cd	µg/g dw	<0,03			2	<0,03			2				
Metyl-Hg					2				2				
Hg	µg/g dw	0,01			2	0,02			2				
Mn	µg/g dw	716			2	1005			2				
Al	µg/g dw	46			2	56			2				
Fe	µg/g dw	30			2	23			2				
Arginin	µmol/g dw	3,73	1,11	187	9								

Obs! Remarkably high value of arginine: Max. 22.

RAPPORT 5071

Miljötillståndet i skogsmark

- Integrerad miljöövervakning -

I DENNA RAPPORT REDOVISAS resultat av den integrerade övervakningen av miljötillståndet i Gårdsjön, Aneboda, Kindla och Gammtratten. Undersökningarna, som utfördes 1998, visar bl.a. att mycket ytligt, bäcknära grundvatten, med kort eller liten kontakt med minerogent material, dominerar tillflödet till bäcken, att det skedde ett nettoutflöde av svavel från markens humusskikt och att trädens hälsotillstånd och näringsstatus i stort sett var i balans.

Undersökningarna ingår i den nationella miljöövervakningen, programområde "Skog". Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL), Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Institutionen för miljöanalys (SLU) utför övervakningen på Naturvårdsverkets uppdrag. Miljöövervakningen omfattar ekosystemstudier på avrinningsområdesnivå med bestämningar av vattenbalans, kemiska ämnesbudgetar och effekter på biota, främst vegetation.

ISBN 91-620-5071-0
ISSN 0282-7298

NATURVÅRDSVERKET FÖRLAG